



Daniel Filipe de Oliveira Gomes

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Exploração da utilização de dados de
observação da Terra para deteção de
utilizações ilegais de água no setor
agrícola – experiências em Portugal e
Espanha**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil de Sistemas Ambientais

Orientador: Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos,
Professor Associado com Agregação, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof.^a Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes (Arguente)

Vogais: Prof. Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos

Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro de 2018



Daniel Filipe de Oliveira Gomes

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Exploração da utilização de dados de observação da Terra para deteção de utilizações ilegais de água no setor agrícola – experiências em Portugal e Espanha

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil de Sistemas Ambientais

Orientador: Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos,
Professor Associado com Agregação, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof.^a Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes (Arguente)

Vogais: Prof. Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos

Prof.^a Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro de 2018

Exploração da utilização de dados de observação da Terra para deteção de utilizações ilegais de água no setor agrícola – experiências em Portugal e Espanha

Copyright © Daniel Filipe de Oliveira Gomes, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de dedicar esta dissertação a todas as pessoas que me têm acompanhado e apoiado não só no decorrer do meu percurso académico, mas também ao longo da minha vida.

Assim, em primeiro lugar gostaria de agradecer ao Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos, orientador deste projeto, pela disponibilidade, incentivo, apoio e principalmente pela partilha de conhecimento que me transmitiu.

À Engenheira Luísa Pinto, Diretora do Departamento de Impactes Ambientais e Patrimoniais da EDIA, por me receber nas suas instalações como toda a amabilidade e pela prontidão demonstrada em apoiar o desenvolvimento deste projeto através da partilha não só de dados, mas principalmente de experiências e conhecimentos.

Adicionalmente, gostaria de agradecer aos meus pais, que sempre me incentivaram a alcançar o objetivo seguinte através da sua presença, das suas instruções e do seu apoio incondicional, sem eles o percorrer deste percurso teria sido completamente impossível e as conquistas seriam desprovidas de qualquer significado.

Ao meu irmão, pela amizade sem igual, pela compreensão e por estabelecer um modelo de inteligência e integridade que me faz querer também alcançar sempre mais.

À minha namorada, devo o mais profundo e sincero agradecimento pelo modo como me aturou, pelo apoio que me deu, mas também pela sinceridade com que sempre me criticou e me incentivou a não desistir. Por ter caminhado ao meu lado especialmente enquanto sacrificava os dias e as noites em prol da realização deste estudo, esta conquista é também o resultado dessa partilha e sem toda a compreensão e ajuda o caminho teria sido muito mais sinuoso e incerto.

Finalmente, aos meus amigos com quem passei a maior parte do tempo durante este percurso e com quem partilhei a maior parte dos sucessos académicos que alcancei. Não querendo correr o risco de não mencionar algum, aqueles a quem este agradecimento se refere saberão relacionar-se com as palavras que proferi.

RESUMO

A utilização ilegal de água é atualmente uma prática recorrente no setor agrícola comprometendo a produtividade do setor e a gestão sustentável dos recursos hídricos. Nos países mediterrâneos, evidenciam-se quatro tipos de incumprimento: utilizações que carecem de título requerido legalmente, utilizações de um volume superior ao autorizado, utilização de uma área de irrigação superior à autorizada e declaração agrícolas (entregues pelo agricultor à entidade de gestão dos recursos hídricos) que não correspondam à realidade. Neste contexto, o principal objetivo da presente dissertação foi o estudo do potencial da deteção remota de diferentes tipologias de utilização ilegais de água, através da criação de uma metodologia que apresente uma reprodutibilidade elevada.

A primeira abordagem metodológica considerada neste estudo consistiu na aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) a uma série multi-temporal de dados óticos de observação da Terra referente a uma área agrícola situada em Beja, Portugal. Ao estabelecer um padrão multi-temporal de desenvolvimento da biomassa fotossinteticamente ativa, esta metodologia permite identificar áreas irrigadas. A identificação de áreas irrigadas, por sua vez, potencia a deteção de incumprimentos legais relacionados com utilizações de água por parte de agricultores que não possuem um título legal de irrigação permitindo ainda verificar, em caso de existência de título, se a área de irrigação autorizada não é ultrapassada. Adicionalmente, através de uma parametrização mais complexa que requer informações dos diferentes usos/cobertura do solo da área de estudo, neste caso localizada em Sevilha, Espanha, foi formulada uma metodologia que engloba a complementaridade entre o NDVI e o algoritmo de classificação *Random Forest (RF)*. Face à metodologia de deteção de áreas irrigadas, a aplicação deste algoritmo possibilita o mapeamento de culturas permitindo assim detetar falsas declarações por parte do agricultor e/ou estimar o volume de água captado ilegalmente.

O nível de detalhe exigido e a tipologia de utilizações ilegais a identificar depende das necessidades dos gestores da água, do contexto socioeconómico ou até mesmo do modo de governança da água no local de implementação. Uma parametrização mais complexa eleva o nível de detalhe da análise permitindo identificar um maior número de tipologias de utilizações ilegais. Assim conclui-se que o processo de seleção da metodologia a adotar deverá recorrer a uma abordagem de *trade-off* entre a tipologia de utilizações ilegais a identificar e a disponibilidade de informação complementar aos dados óticos de OT de modo a parametrizar o modelo mais adequado face as características de área de estudo que se pretende analisar.

Palavras-chave: dados óticos de observação da Terra, utilização ilegal de água, tipologia de utilizações ilegais, deteção de áreas irrigadas, índice de vegetação por diferença normalizada, mapeamento de culturas, algoritmo de classificação *Random Forest*.

ABSTRACT

In current days, the illegal use of water is a recurrent practice in the agricultural sector, compromising the productivity of the sector and the sustainable management of water resources. In the Mediterranean countries, there are four major types of non-compliance: uses that require a legal title, the use of a higher volume than authorized, use of a higher irrigation area than authorized and agricultural declaration (delivered by the farmer to the resource management entity) that do not correspond to reality. In this context, the main objective of this dissertation is to study the potential of remote sensing in the detection of different typologies of illegal water use, through the creation of a methodology that presents a high reproducibility.

The first methodological approach considered in this study is the application of the normalized difference vegetation index (NDVI) to a multi-temporal series of optical Earth observation data referring to an agricultural area located in Beja, Portugal. In establishing a multi-temporal pattern of photosynthetically active biomass, this methodology allows the identification of irrigated areas. Thereafter, the identification of irrigated areas, enables the detection of noncompliance related on the one hand to water uses by farmers who do not have a legal title of irrigation, and on the other hand allowing to verify, in case of title, whether the authorized irrigation area is not exceeded. Additionally, through a more complex parameterization that requires information on the different uses / coverages of the soil of the study area, in this case located in Seville, Spain, a methodology was formulated that encompasses the complementarity between the NDVI and the Random Forest classification algorithm (RF). Compared to the methodology of detection of irrigated areas, the application of this algorithm allows the mapping of crops, thus allowing the detection of false declarations by the farmer and / or estimating the volume of water illegally abstracted.

The level of detail required and the typology of illegal uses to be identified depends on the needs of water managers, the socio-economic context or even from the mode of water governance at the site of implementation. A more complex parameterization raises the level of detail of the analysis allowing to identify a greater number of illegal uses typologies. Therefore, it is concluded that the process of selecting the methodology to be adopted should use a trade-off approach between the typology of illegal uses to be identified and the availability of complementary information to optical Earth observation data to parameterize the most appropriate model accordingly to the characteristics of the study area to be analyzed.

Keywords: optical Earth observation data, illegal water use, typology of illegal uses, identification of irrigated areas, normalized difference vegetation index, crop mapping, Random Forest classification algorithm.

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1. Introdução	1
1.1. Contextualização	1
1.2. Objetivos.....	3
1.3. Estrutura da Dissertação	4
2. Enquadramento Geral.....	5
2.1. Panorama Agrícola Europeu	5
2.1.1. Caracterização social	5
2.1.2. Área agrícola	10
2.1.3. Irrigação.....	11
2.1.4. Resumo do setor agrícola	13
2.2. Produtividade da Água	15
2.3. Política Europeia de Gestão da Água	17
2.3.1. Problemas quantitativos	17
2.3.2. Governança	18
2.3.3. Enquadramento legal Português.....	22
2.4. Instrumentos de Gestão da Água.....	24
2.4.1. Instrumentos de comando e controlo (C&C).....	24
2.4.2. Instrumentos económicos	29
2.5. Captação e Utilização Não Autorizada de Água	32
2.5.1. Tipologia de utilizações não autorizadas	32
2.5.2. Panorama Europeu	32
2.6. Observação da Terra na Identificação e Penalização de Utilizações Ilegais de Água na Agricultura.....	35
2.6.1. Contextualização e perspetiva histórica.....	35
2.6.2. Programa <i>Copernicus</i>	36
2.6.3. Análise e processamento de dados de OT	37
3. Metodologia.....	41
3.1. Abordagem Metodológica de Detecção Remota de Utilizações Ilegais de Água e Dados Óticos de Observação da Terra a Utilizados.....	41
3.2. Aplicações/ferramentas de Processamento de Imagem.....	42
4. Detecção de Áreas Irrigadas	43

4.1.	Caso de estudo 1: Évora, Portugal	43
4.1.1.	Caracterização Geral.....	43
4.1.2.	Dados/Informação utilizada	45
4.1.3.	Metodologia	46
4.1.4.	Resultados e discussão.....	47
4.1.5.	Validação de resultados	51
4.1.6.	Conclusões	53
5.	Detenção de Áreas Irrigadas e Mapeamento de Culturas.....	55
5.1.	Caso de estudo 2: Sevilha, Espanha	55
5.1.1.	Caracterização Geral.....	55
5.1.2.	Dados/Informação utilizada	57
5.1.3.	Metodologia	58
5.1.4.	Resultados e discussão.....	59
5.1.5.	Validação de resultados	68
5.1.6.	Conclusões	70
6.	Discussão geral de resultados	73
6.1.	Dados de observação da terra na reformulação dos mecanismos de gestão atuais .	73
6.2.	Análise SWOT	74
6.2.1.	Pontos fortes e oportunidades	75
6.2.2.	Pontos fracos e ameaças.....	77
7.	Conclusões Gerais	79
8.	Limitações	81
9.	Recomendações Futuras	83
	Referências Bibliográficas	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Quota das diferentes categorias de uso do solo para agricultura nos países selecionados da UE, 2013. Adaptado de Eurostat (2017).....	11
Figura 2 Alterações percentuais na área irrigada dos estados membros da UE selecionados entre 2007 e 2013.	13
Figura 3 WEI+ 2015 nos países da UE selecionados, adaptado de (Zal et al., 2016).	17
Figura 4 Classes pré-definidas para a alocação de água no Chipre.	25
Figura 5 Classes pré-definidas para a alocação de água em Portugal.	25
Figura 6 Classes pré-definidas para a alocação de água em Espanha.	26
Figura 7 Classes pré-definidas para a alocação de água em França	27
Figura 8 Classes pré-definidas para a alocação de água na Dinamarca.	27
Figura 9 - Funcionamento simplificado do algoritmo de classificação RF.....	39
Figura 10 Localização de São Manços em Portugal Continental e respetiva área de estudo.	43
Figura 11 Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais em Évora. Adaptado de IPMA (2015) . ¹⁶	44
Figura 12 Precipitação média mensal em Évora e precipitação média anual acumulada entre 1971 e 2000. Adaptado de (IPMA, 2015).....	44
Figura 13 Metodologia de aplicação do NDVI para a serie temporal de dados através do software SNAP.....	46
Figura 14 Imagem constituída através das bandas visíveis captadas pelo Sentinel-2A no dia 23/082107 e repectivo mapa do índice de NDVI.....	47
Figura 15 Bandas visíveis de informação referentes a quatro aquisições de dados (inverno, primavera, verão, outono) por parte do satélite Sentinel-2A sobre a área de estudo no ano de 2017.....	48
Figura 16 Evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo entre janeiro e dezembro de 2017.	49
Figura 17 Mapa do NDVI obtido através da aquisição de dados do Sentinel-2A de 24/07/2017 e análise temporal do valor do índice de NDVI para três parcelas agrícolas distintas.....	50
Figura 18 Ortofotomapa e respetivo padrão de valores do índice NDVI sobre uma subsecção da área de estudo em 2017.	51
Figura 19 Segmentos do ortofotomapa (Google Earth Pro) da parcela agrícola 2 (em cima) e 3 (em baixo).....	52
Figura 20 Localização de Labrija em Espanha Continental e respetiva área de estudo.....	55
Figura 21 Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais em Sevilha. Adaptado de (AEMET, 2018).....	56
Figura 22 Precipitação média mensal em Sevilha e precipitação média anual acumulada entre 1971 e 2000. Adaptado de (AEMET, 2018).	56
Figura 23 Metodologia de aplicação do RF para a serie temporal de dados através do software SNAP.....	59

Figura 24 Aplicação do RF na área de estudo e ampliação da subsecção selecionada.	60
Figura 25 Parcelas suspeitas de tomate.	61
Figura 26 Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 5 parcelas agrícolas de luzerna utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.	62
Figura 27 Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de tomate utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.	63
Figura 28 Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre 4 parcelas agrícolas de tomate suspeitas.	64
Figura 29 Variação temporal do índice de NDVI das 4 parcelas suspeitas de tomate e variação temporal do índice de NDVI da cultura de tomate e respetivo desvio padrão (média training data).	64
Figura 30 Parcelas suspeitas de beterraba sacarina.	65
Figura 31 - Variação temporal do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de girassol (esquerda) e beterraba sacarina (direita) utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.	65
Figura 32 Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre 4 parcelas agrícolas de beterraba suspeitas.	66
Figura 33 Variação temporal do índice de NDVI da parcela suspeita 1 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de girassol e respetivo desvio padrão (média training data).	67
Figura 34 Variação temporal do índice de NDVI das parcelas suspeitas 2,3 e 4 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de beterraba e respetivo desvio padrão.	67
Figura 35 Esquema metodológico de validação do algoritmo.	68
Figura 36 - Validação das parcelas suspeitas de tomate.	69
Figura 37 Validação das parcelas suspeitas de beterraba sacarina.	70
Figura 38 Importância do Input de dados na tipologias de utilizações ilegais de água a identificar.	80
Figura 39 Janela do algoritmo RF no software SNAP e tempo de processamento do caso de estudo 2.	104
Figura 40 - Evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo entre janeiro e dezembro de 2017.	105
Figura 41 Localização dos polígonos (parcelas agrícolas) constituintes da Informação de base.	106
Figura 42 - Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de tomate e respetivo desvio padrão.	107
Figura 43 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de luzerna e respetivo desvio padrão.	107
Figura 44 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de milho e respetivo desvio padrão.	107

Figura 45 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de algodão e respectivo desvio padrão.	108
Figura 46 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de arroz e respectivo desvio padrão.	108
Figura 47 - Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de beterraba sacarina e respectivo desvio padrão.	108
Figura 48 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de girassol e respectivo desvio padrão.	109
Figura 49 Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de trigo e respectivo desvio padrão.	109
Figura 50 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de luzerna constituintes da informação de base.	110
Figura 51 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de tomate constituintes da informação de base.	111
Figura 52 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de luzerna 1 e 2.	112
Figura 53 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de luzerna 3 e 4.	113
Figura 54 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de girassol constituintes da informação de base.	114
Figura 55 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de beterraba constituintes da informação de base.	115
Figura 56 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de beterraba sacarina 1 e 2.	116
Figura 57 Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de beterraba sacarina 1 e 2.	117

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 Estrutura etária dos agricultores e respetiva proporção de jovens face a idosos na UE-28 e nos países selecionados.	5
Tabela 2 Número Total de agricultores e número de agricultores por categoria de idade na UE-28 e nos países selecionados.	6
Tabela 3 Diferentes níveis de formação agrícola.	7
Tabela 4 <i>Diferentes níveis de formação agrícola por categoria de idade</i>	9
Tabela 5 Percentagem de UUA considerando diferentes categorias de uso do solo.	10
Tabela 6 Área irrigada nos países da UE selecionados.	12
Tabela 7 Diretivas da UE referentes à água anteriores à DQA.	21
Tabela 8 Síntese da Legislação Portuguesa referente aos recursos hídricos.	22
Tabela 9 Principais instrumentos de comando e controlo na gestão dos recursos hídricos, adaptado de C&C (OECD, 2015b).	24
Tabela 10 Potenciais vantagens e desvantagens da utilização de Instrumentos de C&C.	28
Tabela 11 Principais instrumentos económicos utilizados na gestão dos recursos hídricos ...	29
Tabela 12 Tarifário para rega nos estados membros mediterrâneos selecionados. Adaptado de Giannakis , (2016).	30
Tabela 13 Captações ilegais de recursos hídricos nos países mediterrâneos (CY, ES, PT, GR, IT, MT). Adaptado de Ouvnard (2014).	33
Tabela 14 Bandas espectrais captadas pelo sensor MSI incorporado nos satélites da missão Sentinel 2.	37
Tabela 15 Principais características do Caso de Estudo de Évora, Portugal.	43
Tabela 16 Disponibilidade de dados em 2017 relativos à área de estudo face à cobertura de nuvens.	45
Tabela 17 Detecção de áreas irrigadas na identificação de diferentes tipologias de uso não autorizado de água.	53
Tabela 18 Principais características do Caso de Estudo de Sevilha, Espanha.	55
Tabela 19 Disponibilidade de dados em 2017 relativos à área de estudo face à cobertura de nuvens.	57
Tabela 20 - Informação de base utilizada na parametrização do algoritmo e número de polígonos (parcelas agrícolas) constituintes.	58
Tabela 21 Variação da precisão global do modelo em função da training data e do número de árvores.	60
Tabela 22 Percentagem de área total ocupada pelas variáveis na área considerada.	61
Tabela 23 Mapeamento de culturas na identificação de diferentes tipologias de uso não autorizado de água.	72
Tabela 24 Análise SWOT referente à implementação de dados óticos de OT na reformulação dos mecanismos atuais de gestão da água.	75
Tabela 25 Parâmetros de processamento necessários para a execução do NDVI no SNAP.	102

Tabela 26 | Parâmetros de processamento necessários para a execução do RF no SNAP. ... 103

Lista de abreviaturas, acrónimos, siglas e símbolos

Agregados geográficos e códigos de países

EU-28 – Os 28 estados membros constituintes da União Europeia a partir de 1 de julho de 2013 (EU-27 e Croácia)

EU-27 – Os 27 estados membros da União Europeia entre 1 de janeiro de 2007 e 30 de junho de 2013 (EU-15, Chipre, República Checa, Estónia, Hungria, Letónia, Lituânia, Malta, Polónia, Eslováquia, Eslovénia, Bulgária e Roménia)

EU-15 – Os 15 estados membros da União Europeia entre 1 de janeiro de 1995 e 30 de abril de 2004 (Bélgica, França, Itália, Luxemburgo, Holanda, Alemanha, Dinamarca, Irlanda, Reino Unido, Grécia, Espanha, Portugal, Áustria, Finlândia e Suécia)

EU – União Europeia

CY- Chipre

DE – Alemanha

DK – Dinamarca

ES - Espanha

FR - França

HU – Hungria

MT – Malta

PL – Polónia

PT - Portugal

UK – Reino Unido

Unidades de medida

% - Percentagem

EUR – Euro

ha – Hectare

hm³ - Hectómetro cúbico

kg - Quilograma

km² – Quilómetro quadrado

m - Metro

m³ – -Metro cúbico

t – tonelada (1 000 kg)

Outras abreviaturas

AAU - Área Agrícola Utilizada

AEE- Agência Espacial Europeia

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

C&C – Comando e Controlo

DQA – Diretiva Quadro da Água

ESA – Agência Espacial Europeia

FAO- Food and Agriculture Organization

FSS – *Farm Structure Survey*

IV – Índice de vegetação

NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

O&M – Operação e Manutenção

OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

OT – Observação da Terra

PAC – Política Agrícola Comum

RF - Random Forest

WEI + - *Water Exploitation Index plus*

1. Introdução

1.1. Contextualização

As dificuldades relacionadas com a gestão dos recursos hídricos têm vindo a intensificar-se, bem como as pressões que se verificam sobre a sua quantidade e qualidade (Calera, et al 2017). Estas pressões estão associadas a diversas forças motrizes, entre elas, as tendências demográficas, o aumento das atividades económicas e as alterações climáticas (Bates, et al., 2008; Kilimani, et al., 2015). Globalmente cerca de 350 milhões de hectares agrícolas encontram-se sob técnicas de irrigação (Bastiaanssen, et al., 2007) sendo estes responsáveis por 50% da produção mundial de cereais (Neumann, et al., 2010). Durante a cimeira do G20 de 2017 em Hamburgo, a apresentação do relatório “*Water for Sustainable Food and Agriculture*” redigido pela FAO concluiu que nos últimos 30 anos a produção alimentar sofreu um incremento superior a 100% e que para atender às necessidades alimentares de uma população global em crescimento esse valor continuará a subir estimando um novo aumento de 60% até 2050. O aumento verificado nos últimos 30 anos define ainda o aumento de alimentos produzidos recorrendo a técnicas de irrigação em mais de 50% (FAO, 2015).

Por outro lado, à medida que os recursos hídricos vão sendo submetidos a crescentes pressões derivadas da sua sobre-exploração (Bastiaanssen et al., 2007) e continuam a ser afetados pela sucessiva degradação de qualidade (David Molden et al., 2010), projeções indicam que a água atualmente disponível para a agricultura se encontra suscetível a uma diminuição quantitativa (Farahani, Oweis, & Bruggeman, 2006). Segundo Giorgiano (2017), de modo a sustentar os atuais níveis de produção agrícola é imperativo aumentar a produtividade da água. Diversos autores afirmam que a otimização da produtividade da água depende de duas variáveis principais i) a seleção adequada de culturas face às condições da área de cultivo e ii) aumento da eficiência de produção reduzindo as perdas de água (Bouman, 2007; Giordano et al., 2017; Ong & Swallow, 2003).

Ainda no século XX, Dinar (1992) defendia que a aplicação de um instrumento económico capaz de aumentar o preço da água levaria à adoção de técnicas mais eficientes de utilização do recurso resultado na diminuição de perdas de água. Contudo, a experiência atual na utilização destes instrumentos é ainda limitada (Policy Research Initiative, 2005) e a aceitação por parte dos agricultores face à implementação de instrumentos económicos é suscetível a variações espaciais e temporais (Abler, 2015) sendo que a aplicação de uma taxa volumétrica teoricamente eficaz, por exemplo, pode sabotar o seu próprio funcionamento. Segundo Fraiture (2007), a adoção de uma taxa volumétrica pode resultar numa diminuição de 25% do lucro bruto associado a algumas culturas. Nestes casos, as autoridades responsáveis pela gestão dos recursos hídricos devem estar cientes do facto de que alguns utilizadores têm ao seu dispor alternativas disponíveis, que podem tornar-se atraentes se o preço da água se tornar muito alto. A captação ilegal de água como estratégia de fuga ao pagamento de taxas volumétricas é uma das

alternativas mais recorrentes no setor agrícola (European Environment Agency, 2013; Ouvrard, 2014; WWF, 2006b).

Em Espanha, na região hidrográfica de Guadalquivir, as autoridades de controlo e gestão dos recursos hídricos têm pessoal encarregado (*guardería fluvial*) de visitar, medir e controlar as captação de água de modo a verificar o cumprimento correto dos requisitos estabelecidos na licença de uso da água. No entanto, a monitorização é ainda bastante deficitária, e o registo de direitos de captação de água subterrânea encontra-se bastante incompleto (European Environment Agency, 2013). Adicionalmente, o processo administrativo de aplicação de penalizações legais é muito complexo e as utilizações ilegais de água são consideradas como uma infração menor dificultando a obtenção das autorizações judiciais necessárias para a realização de inspeções (Arcadis, 2012; WWF, 2006b).

A aplicação de técnicas e instrumentos de deteção remota na observação da terra (OT) permitem o preenchimento das lacunas de informação potenciando a criação de mecanismos legislativos de controlo dos recursos hídricos (Giordano et al., 2017). A disponibilidade de dados multiespectrais de alta resolução espacial e a sua elevada frequência de aquisição é particularmente adequada no mapeamento de culturas e áreas irrigadas (D'Urso et al., 2010). No entanto, apesar da existência de diversos estudos sobre o balanço hídrico de áreas irrigadas (Anderson, et al., 2007; Bastiaanssen et al., 2007; Campos, et al., 2013; Karimi, et al., 2012), a complexidade de aplicação de algoritmos que permitam a identificação de procedimentos operacionais em tempo real (Camacho et al., 2008) dificultam a sua aplicação na deteção das diferentes tipologia de captações ilegais. Não obstante, nos últimos anos diversas publicações têm vindo a confirmar o potencial da deteção remota, através de imagens de satélite na identificação de utilizações ilegais de água (FAO, 2011; Ginster, et al., 2010; Lockwood, et al., 2014; Ouvrard, 2014) conferindo uma maior importância ao tema que nos próximos anos, segundo a Comissão Europeia (2012), terá um papel fulcral na gestão dos recursos hídricos e consequentemente na deteção e penalização de utilizações ilegais de água.

1.2. Objetivos

A processamento e consequente análise de dados óticos de observação da Terra na identificação de áreas irrigadas ilegalmente apresenta um potencial teórico inquestionável. No entanto, é importante que a transição entre a investigação científica e uma metodologia operacional no terreno apresente uma valência técnica robusta e exata. A aceitação dos *stakeholders* em relação à OT na deteção de utilizações de água não autorizadas na EU carece ainda de respostas no que diz respeito à realização de uma análise fiável, à disponibilidade de dados e à precisão e fiabilidade dos resultados. As vantagens de usar esta tecnologia são altamente variáveis, sendo que a relevância dos resultados pode depender das necessidades dos gestores da água, do contexto socioeconómico ou até mesmo do modo de governança da água no local de implementação. Neste contexto a missão *Sentinel-2* inserida no Programa *Copernicus* da Agência Espacial Europeia (AEE) fornece informações/dados oportunas(os) e de acesso público permitindo a monitorização periódica da superfície terrestre.

O presente estudo tem como principal objetivo a análise e interpretação dos dados do Programa *Copernicus* na deteção e avaliação integrada de utilizações de água não autorizadas para irrigação. Através de casos de estudos em Portugal e Espanha pretende-se verificar a precisão e confiabilidade das modelações realizadas recorrendo a esta tecnologia de recolha e análise de dados. Em suma os objetivos da presente dissertação podem ser identificados como:

- Caracterizar o setor agrícola nos estados membros da UE;
- Estabelecer o enquadramento legal da gestão dos recursos hídricos na UE com especial ênfase sobre a utilização de água para irrigação;
- Aferir os diferentes tipos de utilização ilegal de água na UE;
- Aferir quantitativamente a situação atual de utilizações de água não autorizadas nos estados membros da UE e as existentes abordagens de deteção e monitorização destas utilizações;
- Aferir o potencial dos dados óticos de observação da Terra na deteção remota de utilizações ilegais de água no setor agrícola através de aplicações reais em Portugal e Espanha e considerado: i) a deteção de áreas irrigadas - aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e ii) o mapeamento de culturas- aplicação do algoritmo de aprendizagem automática *Random Forest* e estudo complementar da sua aplicação associada ao NDVI.
- Determinar as limitações, os níveis de precisão e fiabilidade dos modelos em estudo e verificar o seu potencial de utilização administrativo (governamental e empresarial).

1.3. Estrutura da Dissertação

A presente dissertação segmenta-se em oito capítulos sendo ainda complementada por uma seção final onde se incluem as referências bibliográficas e os anexos. No primeiro capítulo, é efetuada uma contextualização geral sobre o tema, são descritos os objetivos e a forma como a dissertação se encontra organizada.

No capítulo 2 é apresentada a fundamentação teórica necessária para a compreensão da dissertação e do tema em estudo, assim, através de um enquadramento geral são definidos: i) o panorama agrícola Europeu, as suas tendências de crescimento e a sua dependência face a técnicas de irrigação, ii) a noção de produtividade da água e a abordagem da UE na sua otimização, iii) a tipologia de utilizações não autorizadas de água no setor agrícola e respetivo panorama Europeu, iv) o potencial de utilização de dados óticos de observação da Terra na identificação de utilizações ilegais de água.

No capítulo 3 é descrita de forma geral a metodologia a aplicar nas análises efetuadas nos dois capítulos seguintes (4 e 5), adicionalmente são apresentadas as especificações dos dados óticos de observação da Terra a utilizar e dos ortofotomapas digitais utilizados bem como as aplicações/ferramentas de processamento e análise dos mesmos.

No capítulo 4 é testado o potencial de utilização de uma série multi-temporal de dados óticos de observação da Terra na identificação de áreas irrigadas e consequentemente na deteção de utilizações ilegais de água recorrendo à aplicação do índice de vegetação NDVI. No capítulo 5 é complementado esse potencial de utilização através da aplicação adicional do algoritmo de aprendizagem automático *Random Forest*. Assim, e através do processamento e análise de dados associado a aplicações práticas reais, encontra-se definida uma abordagem estrutural normalizada a utilizar em ambos os casos de estudo sendo definidos i) o enquadramento geográfico e o panorama climatérico da área de estudo, ii) os dados multiespectrais do programa Copernicus referentes à missão Sentinel-2 disponíveis sobre as áreas de estudo no ano de 2017, iii) a metodologia a aplicar, iv) os resultados do processamento de dados e v) a sua validação recorrendo a ortofotomapas digitais.

O capítulo 6 foca o potencial de adoção de dados óticos de observação da terra na reformulação dos mecanismos de *enforcement* atuais, através da aplicação de uma análise SWOT.

Por fim, no capítulo 6 são apresentadas as conclusões gerais relativas às análises efetuadas em ambos os casos de estudo presentes na dissertação. No capítulo 7 e 8 são apresentadas as limitações das metodologias aplicadas sendo ainda referidas algumas sugestões relativas a trabalho a desenvolver no futuro.

2. Enquadramento Geral

2.1. Panorama Agrícola Europeu

2.1.1. Caracterização social

De modo a determinar se a utilização atual de recursos hídricos pode afetar a sua disponibilidade futura e visando salvaguardar a sua quantidade e qualidade, é importante estudar e quantificar a sustentabilidade das atividades agrícolas (D'Ambrosio, De Girolamo, & Rulli, 2018). Por sua vez, a avaliação do conceito de sustentabilidade requer uma abordagem multidisciplinar e holística que envolve inúmeras variáveis (Pinar, et al., 2014). Segundo Galdeano-Goméz (2017) de modo a enfrentar os desafios da sociedade moderna, essas variáveis devem ser agrupadas em três categorias: i) ambientais, ii) económicas e iii) sociais. O mesmo autor defende ainda que a otimização de parâmetros socioambientais como a formação técnica e a consciencialização traduzem efeitos positivos sobre a vertente económica das produções agrícolas. A caracterização social do panorama agrícola da UE torna-se então fundamental. O Gabinete de Estatísticas da União Europeia, EUROSTAT publicou em 2017 a última edição do livro estatístico *Agriculture, forestry and fishery*. Este livro apresenta algumas estatísticas do mais recente inquérito sobre a estrutura das explorações agrícolas, *farm structure survey* (FSS) realizado na UE e na Noruega em 2013 e será a fonte de informação deste subcapítulo daqui em diante¹.

A Tabela 1 reflete a estrutura etária dos agricultores e respetiva proporção de jovens face a idosos na UE-28 e nos países selecionados.

Tabela 1 | Estrutura etária dos agricultores e respetiva proporção de jovens face a idosos na UE-28 e nos países selecionados.

Medida	Rácio: agricultores <35 anos / agricultores >55 anos	Agricultores <35 anos	Agricultores entre os 35 e os 54 anos	Agricultores >55 anos
Fonte	Eurostat - Farm Structure Survey 2013			
Unidade	Rácio	%	%	%
País				
Chipre	0,02	1,7	28,3	70,0
Espanha	0,06	3,7	37,8	58,5
Portugal	0,03	2,5	23,9	73,7
França	0,22	8,8	51,8	39,4
Dinamarca	0,05	2,5	45,9	51,6
Malta	0,07	3,8	37,7	58,5
Alemanha	0,19	6,8	56,9	36,3

¹O FSS abrange a totalidade dos 28 estados membros da EU. No entanto, e de modo a facilitar a interpretação de tabelas e figuras e foram selecionados 10 estado-membros da UE (CY, ES, PT, FR, DK, MT, DE, UK, PL, HU) que apresentam uma vasta distribuição geográfica no território. Não obstante, serão mencionados pontualmente outros estados membros. Para mais informação consultar os [indicadores de contextualização da PAC - 2017](#).

Medida	Rácio: agricultores <35 anos / agricultores >55 anos	Agricultores <35 anos	Agricultores entre os 35 e os 54 anos	Agricultores >55 anos
País				
Reino Unido	0,07	3,9	37,6	58,5
Polónia	0,36	12,1	53,9	33,9
Hungria	0,10	6,1	34,3	59,5
UE-28	0,11	5,9	37,7	54,9

O sector agrícola na UE-28 caracteriza-se por uma população agrícola envelhecida, Tabela 1 e Tabela 2. Em 2013 por cada agricultor com menos de 35 anos existiam 9 agricultores com mais de 55. Mais de metade (54,9%) de todos os agricultores têm mais de 55 anos, enquanto apenas 6,9% apresentam menos de 35 anos. A maior proporção de trabalhadores agrícolas com mais de 55 anos é observada em Portugal (73,7%), em contraste com a Áustria, onde esta classe de idades apresenta apenas 28,2% da percentagem total de trabalhadores. O Chipre apresenta a população agrícola mais velha, com apenas 2 jovens por cada 100 agricultores. O rácio médio entre trabalhadores com menos de 35 anos e trabalhadores com mais de 55 foi de 0,11 na UE-28, no entanto os valores oscilam entre os 0,02 no Chipre e os 0,36 na Polónia.

Na Tabela 2 é possível aferir o número total de agricultores e número de agricultores por categoria de idade na UE-28 e nos países selecionados.

Tabela 2 | Número Total de agricultores e número de agricultores por categoria de idade na UE-28 e nos países selecionados.

Medida	Número Total de Agricultores	Agricultores <35 anos	Agricultores entre os 35 e os 54 anos	Agricultores >55 anos
Fonte	<i>Eurostat - Farm Structure Survey 2013</i>			
Unidade	Número de pessoas			
País				
Chipre	35 390	590	10 020	24 780
Espanha	965 010	35 700	364 530	564 780
Portugal	264 420	6 510	63 150	194 760
França	472 210	41 640	244 740	185 830
Dinamarca	38 830	990	17 810	20 030
Malta	9 370	360	3 530	5 480
Alemanha	285 020	19 520	162 070	103 430
Reino Unido	185 190	7 190	69 630	108 370
Polónia	1 429 000	173 560	770 940	484 500
Hungria	491 340	30 170	168 700	292 470
UE-28	10 683 540	644 270	4 085 260	5 954 010

Em 2013, nos 28 estados membros da UE existiam cerca de 11 milhões de agricultores (Tabela 2) sendo que cerca de 6 milhões apresentavam já mais de 55 anos. Confrontada com uma

população agrícola envelhecida, a UE tem vindo a intensificar os seus esforços de modo a atrair jovens agricultores. Os jovens agricultores são encorajados através da Política Agrícola Comum (PAC), onde pagamentos diretos são concedidos aos agricultores sob a forma de um apoio ao rendimento com base no número de hectares cultivados. O denominado «pagamento de base» é complementado por uma série de outros regimes de apoio orientados para objetivos ou tipos de agricultores específicos. Adicionalmente, os jovens agricultores auferem de um bónus de 25% (máximo) nos primeiros cinco anos de trabalho no setor. Países como o Chipre e Portugal apresentam uma percentagem de agricultores com mais de 55 anos que ronda os 70% da quota total de agricultores. De facto, em 20 dos 28 estados membros, o grupo etário referente aos agricultores que possuem mais de 55 estabelece-se como predominante. A França e a Polónia são os países que apresentam um maior número de agricultores compreendidos entre idades de 35 e 54 anos face ao número total de agricultores no país. A Roménia emprega o maior número de agricultores da UE com cerca de 3,5 milhões de agricultores seguindo-se a Polónia a Espanha com 1,5 milhões e 1 milhão respetivamente.

Por outro lado, uma coesa caracterização social deve definir os níveis de formação dos agricultores. Nesse sentido, a Tabela 3 reflete os diferentes níveis de formação agrícola.

Tabela 3 | Diferentes níveis de formação agrícola.

Medida	Agricultores com formação:		Apenas experiência prática
	Básica	Completa	
Fonte	Eurostat - Farm Structure Survey 2013		
Unidade	%		
País			
Chipre	7,0	0,5	92,5
Espanha	16,1	1,6	82,2
Portugal	14,8	2,5	82,7
França	32,2	29,3	38,4
Dinamarca	43,7	6,1	50,2
Malta	12,1	0,9	87,2
Alemanha	53,2	14,9	31,9
Reino Unido	16,3	15,5	68,2
Polónia	20,2	27,6	50,1
Hungria	14,4	3,5	82,1
UE-28	20,4	8,5	69,6

Em 2013, 28,7% dos gestores agrícolas da UE afirmaram ter frequentado algum tipo de formação teórica. No entanto, apenas 8,5% completaram um ciclo de formação agrícola. Todos os outros agricultores (69,8%) não apresentam qualquer tipo de formação teórica e executam a sua profissão através de conhecimentos adquiridos unicamente por experiência prática, Tabela 3. A nível dos estados membros, o Luxemburgo (50,0%), a República Checa (34,6%), a França (29,3%), a Letónia (28,4%) e a Polónia (27,6%) registaram as cinco quotas mais elevadas no

que à percentagem de agricultores devidamente instruídos diz respeito. Por outro lado, o Chipre, 0,5% (valor mais baixo da UE-28), Malta, 0,9 %, Espanha, 1,6%, Portugal, 2,5% e a Dinamarca, 6,1% apresentam valores inferiores à média da UE-28, 8,5%. Adicionalmente, no Chipre 92,5% dos agricultores não apresenta qualquer nível de formação, em Espanha e Portugal esses valores são de 82,2 e 82,7% respetivamente.

A formação agrícola completa é mais comum (19,9%) entre os agricultores mais jovens da UE (menos de 35 anos). A França (70,8%) detém a maiores percentagens de jovens agricultores totalmente treinados. A agricultura baseada na experiência prática é particularmente dominante (76,1%) entre os agricultores mais velhos (55 anos ou mais). Malta apresenta mais de 90% de agricultores com mais de 55 anos sem qualquer formação agrícola. Aproximadamente um terço dos agricultores com mais de 55 anos obtiveram formação agrícola completa no Luxemburgo (39,1%) e na República Checa (31,4%), na Alemanha 60% agricultores completaram formação agrícola básica. A predominância de formação completa entre os jovens agricultores é evidente, Tabela 4. Em Portugal 15,5% dos agricultores com menos de 35 anos apresenta formação agrícola completa sendo esse valor de apenas 1,1% nos agricultores com mais de 55 anos. No entanto existem exceções pelo que em Malta não existe qualquer agricultor com menos de 35 anos com formação completa sendo esse valor de 1,1% (39 agricultores) na faixa etária que compreendida entre os 33 e 55 anos. Aprender através de experiência prática (*Learning by doing*) continua a ser a principal forma de formação para a maioria dos agricultores da UE resultando numa carência de formação no setor bastante elevada em todas as categorias etárias. Os diferentes níveis de formação agrícola por categoria de idade podem ser aferidos na Tabela 4.

Tabela 4 | Diferentes níveis de formação agrícola por categoria de idade.

Medida	Agricultores <35 anos			Agricultores entre 35 e 54 anos			Agricultores >55 anos		
	com formação		Apenas experiência prática	com formação		Apenas experiência prática	com formação		Apenas experiência prática
	Básica	Completa		Básica	Completa		Básica	Completa	
Fonte	Eurostat - Farm Structure Survey 2013								
Unidade	%								
País									
Chipre	10,2	1,7	88,1	7,4	0,3	92,2	6,7	0,5	92,8
Espanha	36,2	3,2	60,6	24,2	2,7	73,1	9,6	0,8	89,5
Portugal	34,7	15,5	49,9	27,2	5,4	67,4	10,1	1,1	88,8
França	12,7	70,8	16,5	36,1	27,6	27,6	31,6	10,8	57,6
Dinamarca	63,6	9,1	27,3	48,5	7,4	44,1	38,4	4,7	56,8
Malta	11,1	0,0	88,9	17,6	1,1	81,3	8,8	0,5	90,5
Alemanha	43,8	18,6	37,7	50,1	16,6	33,3	60,6	11,3	28,7
Reino Unido	21,6	26,3	52,1	20,7	20,7	58,6	13,1	11,4	75,5
Polónia	9,1	32,8	58,1	15,7	29,4	54,9	31,4	22,8	45,8
Hungria	18,4	5,6	76,0	17,9	3,6	78,5	12,0	3,2	84,9
UE-28	18,7	19,9	61,4	23	12,8	64,2	19,4	4,5	76,1

2.1.2. Área agrícola

A utilização dos solos varia consoante a prática agrícola que se utiliza, por sua vez diferentes práticas agrícolas potenciam distintos impactes negativos sobre os recursos hídricos. (Salmoral, Willaarts, Garrido, & Guse, 2017). Assim, e de acordo com o âmbito deste estudo é essencial estabelecer um panorama que permita identificar a utilização do solo na agricultura da UE. A área agrícola utilizada (AAU) é definida através da composição da superfície agrícola utilizada que normalmente se divide em três categorias, i) terras aráveis, ii) culturas permanentes e iii) pastagens permanentes (Eurostat, 2017; OECD, 2018). As terras aráveis representam culturas temporárias como os cereais, pastagens que apresentam rotações de cultura ou prados temporários. As culturas permanentes são culturas onde a técnica agrícola de rotação de culturas não é aplicada, mas que ocupam o solo e produzem colheitas durante vários anos, geralmente mais de 5 anos consecutivos. Estas culturas são normalmente associadas a árvores frutíferas, videiras e oliveiras. A terceira categoria, definida como pastagens permanentes reflete as pastagens naturais ou espontâneas que durante vários anos, geralmente mais de 5 anos consecutivos, ocupam o mesmo terreno (não é aplicada uma técnica de rotação) mantendo o seu potencial quantitativo, qualitativo e capacidade de persistência (Freixial & Barros, 2012). Neste sentido, a percentagem de UUA ocupada por cada uma das categorias mencionadas anteriormente face a UUA total da UE-28 encontra-se mencionada na Tabela 5.

Tabela 5 | Percentagem de UUA considerando diferentes categorias de uso do solo.

Medida	Total UUA	Terras aráveis	Culturas permanentes	Pastagens permanentes
Fonte	<i>Eurostat - Farm Structure Survey 2013</i>			
Unidade	ha	%		
País				
Chipre	109 330	73,0	2,0	25,0
Espanha	23 300 220	48,5	34,2	17,3
Portugal	3 641 590	31,2	49,3	19,5
França	27 739 430	66,6	30,3	3,7
Dinamarca	2 619 340	91,5	7,5	1,0
Malta	10 880	78,8	0,0	11,2
Alemanha	16 699 580	71,1	27,9	1,0
Reino Unido	17 096 170	34,7	56,1	0,2
Polónia	14 409 870	74,7	22,4	2,9
Hungria	4 656 520	81,6	15,4	3,0
UE-28	174 375 780	60,2	33,6	6,2

Em 2013, segundo o FFS (que será de novo utilizado como fonte estatística no decorrer deste subcapítulo)² na UE-28 a AAU representava uma utilização de 174 milhões de ha de solo. França

² À semelhança do subcapítulo anterior e de modo a facilitar a interpretação de figuras e tabelas foram selecionados 10 estado-membros da UE (CY, ES, PT, FR, DK, MT, DE, UK, PL, HU) que apresentam uma vasta distribuição geográfica no território. Não obstante, serão mencionados pontualmente outros estados membros. Para mais informação consultar os [indicadores de contextualização da PAC - 2017](#).

detinha a maior área agrícola (28 milhões de ha), cobrindo 16% do total da AAU Europeia. Espanha apresenta-se de seguida com 23 milhões de hectares. No que às diferentes categorias de uso do solo para agricultura diz respeito (Tabela 5), 60% da AAU é utilizada na produção de culturas aráveis, cerca de 34% é utilizada em culturas permanentes e os restantes 6% representam pastagens permanentes. Em termos gerais, 23 dos 28 estados membros empregam uma maior percentagem de solo agrícola no desenvolvimento de culturas aráveis.

Na Figura 1 pode ser visualizada a quota das diferentes categorias de uso do solo para agricultura nos países selecionados da UE.

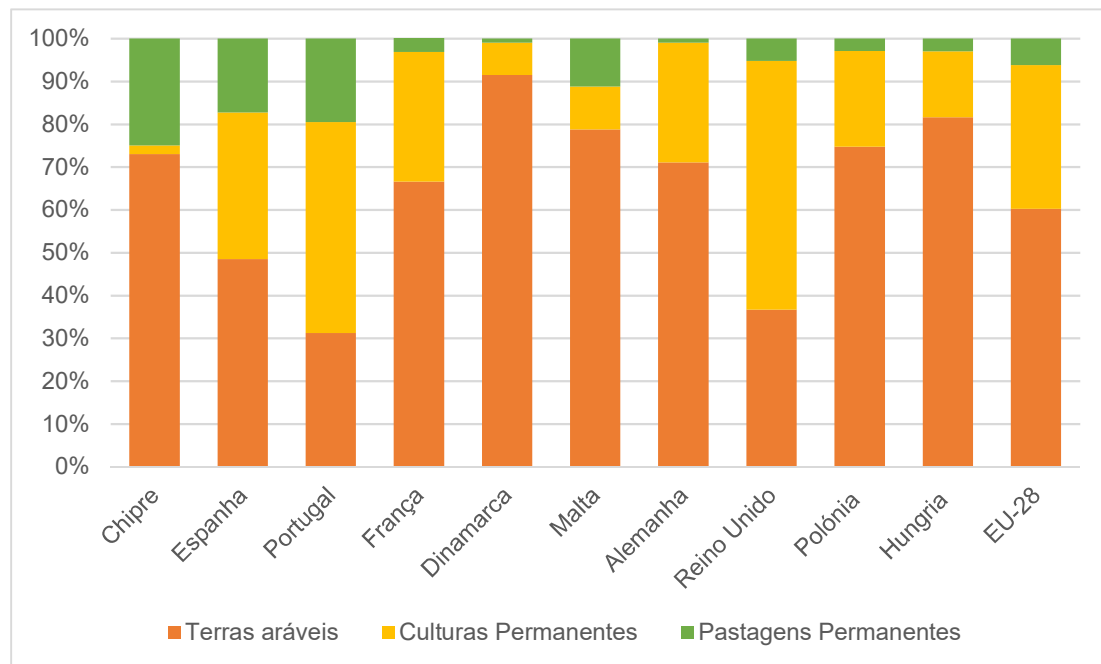


Figura 1 | Quota das diferentes categorias de uso do solo para agricultura nos países selecionados da UE, 2013. Adaptado de Eurostat (2017)

É possível realizar uma segregação dos estados membros de acordo com as diferentes percentagens de categorias do uso do solo: As culturas aráveis são o principal uso em 20 dos 28 países da UE, excetuando-se nomeadamente a Eslovénia, a Irlanda, Portugal, o Reino Unido, a Grécia, Luxemburgo, Áustria e Espanha. Na Dinamarca a percentagem de AAU utilizada para o cultivo arável é de 91,5%. Por outro lado, nos países mediterrâneos as culturas permanentes são bastantes usuais apresentando uma elevada importância para a economia do país (Lambin & Meyfroidt, 2010; Xystrakis, Psarras, & Koutsias, 2017) o que potencia a existência de percentagens totais de uso do solo agrícola de 19,5 e 25% em Portugal e Chipre respetivamente, como referido na Figura 1.

2.1.3. Irrigação

A agricultura na UE é caracterizada por elevados consumos de água (Salmoral, et al., 2017) particularmente nas bacias do mediterrâneo onde a irrigação é mais frequente (Khan, et al., 2016). A área irrigada permite identificar pressões causadas pelo setor agrícola sobre os recursos hídricos (Eurostat, 2017) sendo um importante indicador na criação de mecanismos de

controlo e gestão dos impactes da agricultura. Neste contexto área irrigada total nos países da UE selecionados pode ser verificada na Tabela 6.

Tabela 6 | Área irrigada nos países da UE selecionados.

Medida	Área Irrigada Total		Alteração de área irrigada entre 2007 - 2013
Fonte	Eurostat - Farm Structure Survey 2013		Eurostat - SAPM
Unidade	ha	%	%
País			
Chipre	24 670	22,6	-21,1
Espanha	2 898 970	12,4	-11,2
Portugal	477 160	13,1	13,2
França	1 423 640	5,1	-5,8
Dinamarca	241 980	9,2	-4,8
Malta	3 660	33,6	30,2
Alemanha	365 590	2,2	n/d ^a
Reino Unido	49 130	0,3	-64,4
Polónia	45,550	0,3	-36,8
Hungria	141 190	3,0	61,1
UE-28	10 235 300	5,9	-1,1

^a n/d- informação não disponível;

Em 2013, e de acordo com o FSS³ o número de hectares de AAU irrigada era de 10,3 milhões, cerca de 6% da AAU total. A UE-25 é responsável por 95% da área total irrigada, 9,7 milhões de hectares. Países do Sul da Europa, como Espanha, França e Portugal estão geralmente associados a maiores percentagens de AAU irrigada. Juntos, estes 3 estados membros representam cerca de 50% do número de hectares de AAU irrigada. Adicionalmente, na região sul/sudeste da Europa, a agricultura é o setor responsável pelo maior consumo de água. Em Portugal e Espanha 67% e 52% do consumo total de água do país é utilizado na agricultura respetivamente (J. Berbel, Calatrava, & Garrido, 2007; European Environment Agency, 2009; OECD, 2015a) atingindo mesmo os 89% em algumas regiões da Grécia (Lavrić, Zapater-Pereyra, & Mancini, 2017). Considerando a percentagem de área irrigada face à UUA total do país o Chipre apresenta o 4º valor mais elevado, 22,5% atrás de Malta, Grécia e Itália com 33,6, 23,9 e 23,6 respetivamente. A Dinamarca é o único país do Norte da Europa com uma percentagem superior a 6%.

Adicionalmente, podem ser verificadas, através da Figura 2, as alterações percentuais de área irrigada dos estados membros da UE selecionados entre 2007 e 2013.

³ A semelhança dos subcapítulos 2.1.1 e 2.1.2 e de modo a facilitar a interpretação de figuras e foram selecionados 10 estado-membros da UE (CY, ES, PT, FR, DK, MT, DE, UK, PL, HU) que apresentam uma vasta distribuição geográfica no território. Não obstante, serão mencionados pontualmente outros estados membros. Para mais informação consultar os [indicadores de contextualização da PAC - 2017](#).

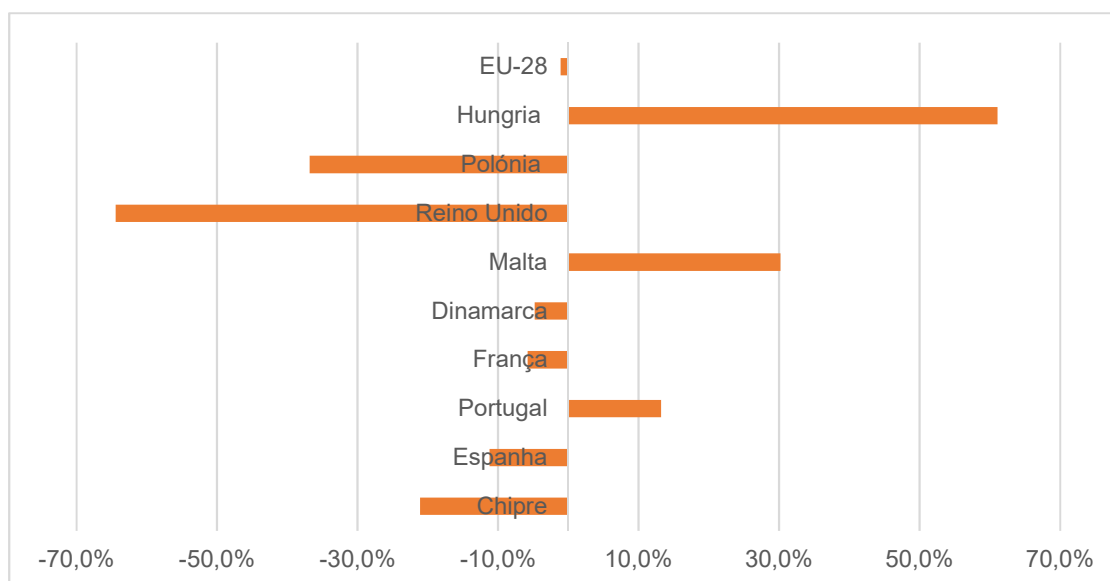


Figura 2 | Alterações percentuais na área irrigada dos estados membros da UE selecionados entre 2007 e 2013.

Entre 2007 e 2013 a área irrigada total na UE-28 diminui 1,1%, por sua vez Portugal registou um aumento da área total irrigada. No entanto este valor é caracterizado por oscilações acentuadas entre estados membros (Figura 2). Reduções abruptas foram registadas em diversos países, no Reino Unido em 2013 registou-se uma redução de cerca de 65% face à a área irrigada de 2007 seguindo-se a Holanda com uma redução de 50% e a Polónia com 37%. Estes valores podem associar-se a uma seleção mais adequada de culturas face às condições da área de cultivo que segundo (Bouman, 2007; Giordano et al., 2017; Ong & Swallow, 2003) são essenciais no aumento da produtividade da água. Por outro lado, países como a Lituânia (+60,0%), Hungria (+61,1%), Croácia (+55,8%) e Eslovénia (+56,8%) registaram aumentos da área irrigada superiores a 50%.

2.1.4. Resumo do setor agrícola

Sendo a utilização excessiva de água uma das pressões mais comuns sobre os recursos hídricos (Grizzetti et al., 2017) a irrigação agrícola enquadra-se como uma das principal forças motrizes no aumento destas pressões (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014). Adicionalmente, na região sul/sudeste da Europa, este problema torna-se ainda mais relevante uma vez que a agricultura de regadio é responsável por cerca de 67% e 52% do consumo de água em países como Espanha e Portugal (J. Berbel et al., 2007; European Environment Agency, 2009) atingindo mesmo os 89% em algumas regiões da Grécia (Lavrić et al., 2017).

Apesar das crescentes pressões a intensificação da irrigação é inevitavelmente necessária visando o aumento da produção de alimentos numa população em crescimento (Tilman, et al. 2002). Compreender as interações entre os sistemas naturais e socioeconómicos (Guerry et al., 2015) e aumentar a produtividade da água (Giordano et al., 2017; David Molden et al., 2010) torna-se então fundamental na gestão adequada e sustentável dos sistemas hídricos. Globalmente cerca de 350 milhões de hectares agrícolas encontram-se sob técnicas de irrigação

(Bastiaanssen, et al., 2007) sendo estes responsáveis por 50% da produção mundial de cereais (Neumann et al., 2010). Por sua vez, a produção global de cereais triplicou nos últimos 50 anos, atingindo um valor recorde de 2,85 mil milhões de toneladas em 2016 (The World Bank Group, 2018).

O setor agrícola da UE caracteriza-se por uma população agrícola envelhecida onde mais de metade (54,9%) de todos os agricultores têm mais de 55 anos. A experiência prática (*Learning by doing*) continua a ser a principal forma de formação para a maioria dos agricultores. As terras aráveis que representam culturas temporárias como os cereais são a principal categoria de uso do solo para agricultura nos países da UE apresentando uma quota predominante em 20 dos 28 países da UE.

2.2. Produtividade da Água

A utilização sustentável dos recursos hídricos na agricultura e consequente segurança alimentar são essenciais no desenvolvimento económico e social (Kang et al., 2017). Fenómenos de escassez de água e de degradação dos solos têm vindo a influenciar negativamente o setor agrícola comprometendo a produtividade do mesmo (Turrall, et al., 2011). Os conceitos de produtividade e eficiência da água podem ostentar diferentes significados variando de acordo com o setor onde se aplica e até mesmo consoante o ponto de vista dos diferentes *stakeholders* dentro do mesmo setor (Singh, 2005; Tuong, Bouman, & Mortimer, 2005; Zoebl, 2006). Assim sendo, torna-se pertinente estabelecer uma base de conceitos relacionados com o uso quantitativo de água que segundo Young (2006) se dividem em:

- Captação de água - Esta medida refere-se à quantidade de água captada (ou desviada) de uma fonte de água superficial ou subterrânea.
- Utilização de água - A água utilizada difere da água captada pela quantidade de água perdida durante o seu transporte do ponto de captação até ao ponto de utilização.
- Consumo de água – Esta medida refere-se to à quantidade de água realmente utilizada por determinada colheita, isto é a quantidade de água “removida” do ambiente aquático e incorporada na produção agrícola.

A agricultura é o setor responsável pela maior utilização de recursos hídricos mundial (70%) (Dounghmanee, 2016). O conceito de produtividade da água, surgiu da necessidade imperativa de identificar metodologias que permitam a obtenção de um incremento real de eficiência através da redução da quantidade de água utilizada (D. Molden, 1997) mais tarde a formulação deste conceito assentou no conceito de *decoupling* (Serra, et al., 2005) focando-se uma maior produção de alimentos utilizando a mesma ou uma menor quantidade de água conceito que no âmbito do setor agrícola se tornou popularmente conhecido como “*more crop per drop*” (Giordano et al., 2017; Zoebl, 2006). Em termos práticos, o conceito de produtividade da água refere-se ao rácio entre a produção física (em termos de biomassa produzida) ou, em alguns casos, ao valor económico da produção (valor bruto ou líquido do produto) em função do uso relativo de água (água captada, utilizada ou consumida). Por sua vez é geralmente expresso em quilogramas por metro cúbico (kg/m³) ou em euros por metro cúbico (EUR/m³). A seleção exata do numerador e do denominador depende do foco da análise e dos *stakeholders* envolvidos (D. Molden, 1997; Molle et al., 2007). Assim, a otimização da produtividade da água consiste numa medida concisa face à crescente escassez de água que deve ser incorporada nos mecanismo de políticas e legislações Europeias (Hengsdijk, et al., 2006). Globalmente, a quantidade adicional de água necessária para o crescimento da agricultura depende diretamente do aumento da produtividade da água. Segundo Farahani (2006) uma estimativa razoável do potencial de melhoria na produtividade por unidade de água está compreendido entre os 30 e os 50% dependendo da localização e do tipo de cultura. Fraiture (2007) defende ainda que a imobilidade do valor de produtividade (se não sofrer um incremento) pode resultar num aumento de 50% do consumo de

água agrícola até 2050 (face a valores de base de 2000). Por outro lado Molden (2010) afirma que a otimização da produtividade da água pode manter esse aumento entre os 20 e os 30%.

2.3. Política Europeia de Gestão da Água

2.3.1. Problemas quantitativos

Considerando um contexto geral e transversal a todos os setores e utilizações de água, uma das maiores dificuldades na gestão dos recursos hídricos é a determinação da disponibilidade de água numa determinada bacia hidrográfica de modo a estabelecer políticas e legislações que permitam distribuí-la de forma sustentável (Pedro-Monzonís, et al., 2014). Na UE a disponibilidade de água é irregular, apresentando ainda a nível regional uma elevada variabilidade e sazonalidade (OECD, 2015a). Devido à sua distribuição geográfica, os estados membros diferem nas condições climáticas, nas disponibilidades hídricas e na intensidade de exploração dos recursos hídricos (Lavrnić et al., 2017). A Figura 3 ilustra o *Water Exploitation Index + (WEI +)*⁴ calculado para 5 estados membros no ano de 2015 permitindo aferir o *stress* hídrico a que os mesmos se encontram sujeitos.

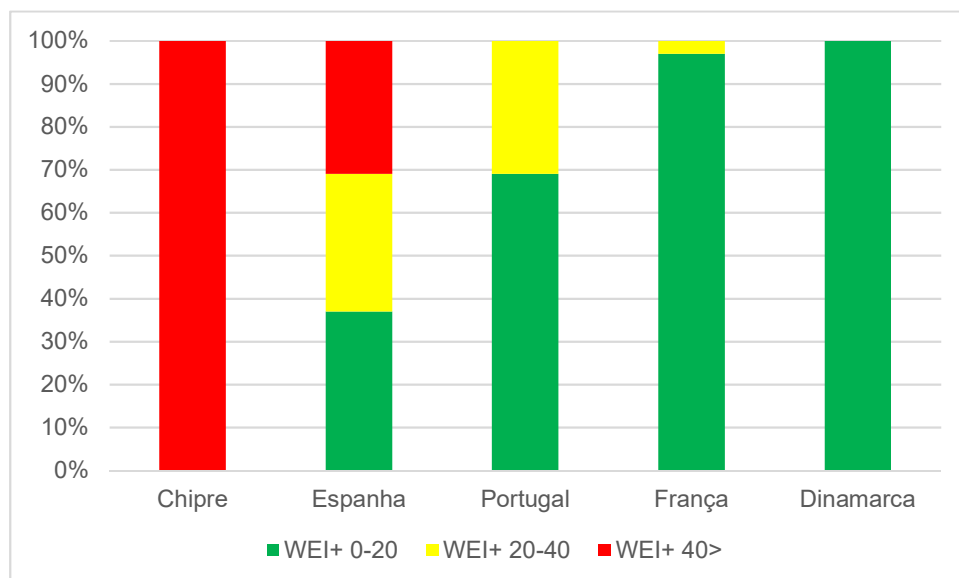


Figura 3 | WEI+ 2015 nos países da UE selecionados, adaptado de (Zal et al., 2016).

O eixo das ordenadas revela a percentagem de área que se associa a um determinado valor do índice de escassez *Water Exploitation Index +*. Com o cálculo do WEI + a avaliação da escassez baseia-se na parcela de recursos consumidos que deve ser dividida posteriormente em categorias. Não existe um modelo normalizado para avaliar a escassez de água (Liu et al., 2017) pelo que a definição das categorias a utilizar continua a dividir os investigadores (Boulay et al., 2018). Neste estudo foram consideradas as seguintes:

- Sem escassez – países que consomem entre 0% e 20% dos seus recursos hídricos renováveis;
- Escassez reduzida a moderada – países que consomem entre 20% e 40% dos seus recursos renováveis;

⁴ O índice de escassez WEI+ corresponde à razão entre o volume total de água captado e as disponibilidades hídricas renováveis de determinado território.

- Escassez severa – países que consomem mais de 40% dos seus recursos renováveis.

A Figura 3 reflete os valores de *stress* hídrico de apenas 5 dos 28 atuais estados membros e inclui:

- Um país que apresenta escassez severa (Chipre)
- Dois países que apresentam escassez moderada (Portugal e Espanha)
- Um país que apresenta escassez reduzida (França)
- Um país que não apresenta escassez (Dinamarca)

Diferentes níveis de *stress* hídrico estão geralmente associados a diferentes objetivos de gestão dos recursos e consequentemente de políticas e de definição de objetivos. No mediterrâneo, por exemplo, a escassez de água e as secas são um problema recorrente para algumas bacias hidrográficas (Alcon et al., 2017; Qu et al., 2018; Stefano & Lopez-gunn, 2012), já no Norte da Europa as inundações são o risco mais relevante na gestão quantitativa de recursos hídricos (Akter, et al., 2018; Wiering et al., 2017).

2.3.2. Governança

A água é um recurso natural que apresenta características peculiares. A nível global é um recurso que se distribui de forma bastante irregular, apresentando ainda a nível regional uma elevada variabilidade e sazonalidade. Estas circunstâncias dificultam a definição de qualquer política coerente e normalizada para a sua gestão (OECD, 2015a). Assim e de modo a assegurar a proteção da água é necessário estabelecer um modelo institucional e jurídico que para atuar eficazmente a todas as escalas espaciais seja capaz de considerar as forças motrizes, as tendências e até mesmo incertezas relacionadas com o uso da água (Davies & Simonovic, 2011).

A UE é uma organização constituída por 28 estados membros. Originalmente a sua criação foi baseada em motivações estritamente económicas, conceito prontamente revisto e modificado. Atualmente engloba temáticas como o desenvolvimento social e ambiental (European Commission, 2017). A preocupação política relacionada com a água e consequentemente com a sua gestão tem vindo a assumir um papel preponderante na UE e no mundo.

As disposições institucionais da UE preveem vários tipos de atos jurídicos. Uma diretiva é um ato legislativo que define um conjunto de metas e objetivos a cumprir por parte dos estados membros que por sua vez são responsáveis pela criação de leis nacionais que permitam a transposição da diretiva e o cumprimento dos seus pressupostos.

Na UE as preocupações com os recursos hídricos ganharam relevo à medida que aumentou o interesse pela temática ambiental, um processo marcado pela Cimeira de Paris (1972), da qual resultou o Primeiro Programa de Ação em Matéria de Ambiente (1973-76) (Schmidt & Ferreria, 2013). Nos anos 70 surgem então as primeiras diretivas comunitárias relacionadas com a gestão dos recursos hídricos com a Diretiva 76/464/CEE, relativa ao controlo da poluição provocada pelas descargas nas águas de certas substâncias perigosas, exigindo que os estados membros controlem as emissões de substâncias perigosas através de um processo de licenciamento ou de autorização das descargas. Em 1980 que surge a Diretiva 80/778/CEE (mais tarde revista

pela Diretiva 98/83/CE) que visa salvaguardar a saúde humana através da fixação de normas de qualidade da água destinada ao consumo humano. A mesma estabelece a obrigação de monitorizar a qualidade da água para consumo humano e adotar as medidas requeridas para assegurar o cumprimento das normas de qualidade da água. Nos anos seguintes e no decorrer de todo o séc. XX as Diretivas da UE focavam-se na gestão de emissões e no tratamento de água residual industrial e/ou urbana. Exemplo disso são a Diretiva 91/676/CE do Parlamento Europeu e do Conselho que objetiva a proteção das águas face à poluição causada por nitratos utilizados no setor agrícola e a Diretiva 91/271/CE do Parlamento Europeu e do Conselho que aborda o tratamento de efluentes urbanos.

A pedra angular da política de gestão da água é publicada alguns anos mais tarde a 23 de outubro de 2000, a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, denominada de Diretiva Quadro da Água (DQA). Esta diretiva estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas alterando o paradigma da água nos estados membros da UE, dado que deixou de ser encarada apenas do ponto de vista químico, passando a ser analisada do ponto de vista ecológico. Outra das alterações é o incentivo à adoção de instrumentos económicos na política da água que visam a otimização de utilização deste recurso. De facto, os artigos 5º e 9º, ao debruçarem-se sobre os aspetos da economia da água conferem uma elevada importância ao termo “utilização de água”, possibilitando a realização de análises económicas coerentes com princípios como o do utilizador-pagador possibilitando a identificação de utilizações excessivas e/ou não autorizadas.

Nos anos seguintes à publicação da DQA a UE estabeleceu diretivas mais específicas relativas à gestão dos recursos hídricos. A Diretiva 2006/118/CE do Parlamento Europeu e do Conselho frisa a proteção das águas subterrâneas no que diz respeito à sua deterioração de qualidade e consequente poluição. A Diretiva 2007/90/CE do Parlamento Europeu e do Conselho aborda a avaliação e gestão de risco de inundação e visa a potencial redução de impactos para a saúde humana, o ambiente, o património cultural e a atividade económica. A Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho aborda as normas de qualidade ambiental para substâncias prioritárias e outros contaminantes, em conformidade com o artigo 16.º da DQA. Por sua vez, a Diretiva 2009/90/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, como previsto na DQA, especifica e detalha monitorização e consequentes análises químicas a realizar por parte dos estados membros. A Diretiva n.º 2013/39/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto de 2013, altera as Diretivas n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000 e n.º 2008/105/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2008, no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água.

Paralelamente, em 2010 foi adotada pela assembleia geral das Nações Unidas a resolução que define a água como um direito humano (United Nations, 2010). Adicionalmente, o fórum económico mundial apresenta anualmente um relatório que tem identificado repetidamente

(entre 2012 e 2018) o conceito de *water crises* como um dos principais riscos globais em termos de impacto potencial (World Economic Forum, 2018).

Em 2011 é publicado o Roteiro para uma Europa Eficiente na utilização de recursos (*Roadmap for a resource efficient Europe*, COM/2011/1067) onde a Comissão Europeia realça a integração das questões de eficiência na utilização dos recursos na política de água, com uma matriz para a salvaguarda das águas da Europa que defina uma estratégia eficaz onde a captação de água deve permanecer a um nível inferior a 20% dos recursos hídricos renováveis. Um ano mais tarde, em 2012, a Comissão Europeia publicou a matriz destinada a preservar os recursos hídricos da Europa (*Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*, COM/2012/673) reforçando o seu compromisso de integração de uma ação comunitária na proteção dos recursos hídricos. Este documento propõe ainda a utilização de imagens de satélite e dos dados delas derivados na identificação de captações ilegais de água, introduzindo este conceito na agenda política europeia.

Tabela 7 | Diretivas da UE referentes à água anteriores à DQA.

Direito Comunitário da Água

Controlo na Fonte		Controlo no Meio	
Diretiva	Contexto	Diretiva	Contexto
76/464/CEE -	Substâncias perigosas e respetivas diretivas-filhas (mercúrio, cádmio, hexacloro-ciclohexano, ...)	75/440/CEE -	Águas superficiais para produção de água potável
91/271/CEE -	Águas residuais urbanas, alterada pela 98/15/CE	76/464/CEE -	Substâncias perigosas, e respectivas directivas-filhas
96/61/CE -	Prevenção e controlo integrados da poluição (IPPC)	78/659/CEE -	Águas piscícolas
		79/869/CEE -	Amostragem e análises das águas superficiais
		79/923/CEE -	Águas conquícolas
		80/68/CEE -	Águas subterrâneas
		76/160/CEE -	Águas balneares
		91/676/CEE -	Nitratos de origem agrícola

DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA (2000/60/CE)

Outra Legislação Relacionada

Diretiva	Contexto
86/278/CEE -	Lamas das ETAR
91/414/CEE -	Pesticidas
92/43/CEE -	Habitats naturais
96/61/CE -	Prevenção e controlo integrados da poluição (IPPC)
96/82/CE -	Acidentes graves (Seveso)
97/11/CE -	Avaliação de impactes ambientais
98/8/CE -	Biocidas
98/83/CE -	Água destinada a consumo humano

2.3.3. Enquadramento legal Português

A concretização das políticas tem sido marcada por uma constante descontinuidade resultante da ausência de uma visão estratégica de consenso quanto ao sector, bem como das mudanças em função dos calendários eleitorais e da falta de integração horizontal do tema entre ministérios (Pato 2013; Schmidt & Ferreria 2013).

Embora com algum desfasamento face à generalidade dos avanços registados noutros países Europeus, o caso português apresenta semelhanças quanto aos grandes momentos da política da água (Schmidt & Ferreria 2013). A DQA foi transposta para a Legislação portuguesa a 29 de dezembro pela Lei n.º 58/2005 (Lei da água). Em 2008, foi estabelecido o regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração com a transposição da Diretiva 2006/118/CE para a Lei n.º 208/2008. Dois anos mais tarde, em 2010 foi estabelecido o Decreto-Lei n.º 115/2010 que visa a avaliação e gestão de risco de inundação e a potencial redução de impactes para a saúde humana. No mesmo ano, o Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de setembro, estabelece as normas de qualidade ambiental no domínio da política da água (alterado pelo Decreto-Lei 218/2015). A especificação detalha da monitorização e consequentes análises químicas a realizar por parte dos estados membros estalecida na Diretiva 2009/90/CE foi também transposta pelo Decreto-Lei N.º 83/2011. Visando uma melhor caracterização do panorama legislativo nacional, foi elaborada, Tabela 8, uma síntese da legislação Portuguesa referente aos recursos hídricos.

Tabela 8 | Síntese da Legislação Portuguesa referente aos recursos hídricos.

Legislação Portuguesa⁵	
Lei da Água, Lei da Titularidade dos Recursos Hídricos e DQA	
Diretiva	Contexto
Lei n.º 58/2005	Lei da água, transpõem a DQA
Lei n.º 54/2005	Estabelece a titularidade dos recursos hídricos.
Lei n.º 50/2006	Aprova a Lei Quadro das Contraordenações Ambientais.
Monitorização/Normas de Qualidade	
Decreto-Lei n.º 208/2008	Regime de proteção das águas subterrâneas contra a poluição e deterioração.
Decreto-Lei n.º 77/2006	Quadro de Ação comunitária no domínio da poluição da água.
Decreto-Lei n.º 135/2009	Regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares
Decreto-Lei n.º 236/98	Normas de Qualidade para Proteger o Meio Aquático
Decreto-Lei n.º 306/2007	Regime da qualidade da água destinada ao consumo humano
Utilização dos Recursos Hídricos	
Decreto-Lei n.º 226-A/2007	Regime jurídico da utilização dos recursos hídricos.
Decreto-Lei n.º 347/2007	Delimitação das Regiões Hidrográficas

⁵ Considerando o âmbito do presente estudo o elevado volume de legislação existente sobre águas residuais foi omitido.

Legislação Portuguesa	
Lei da Água, Lei da Titularidade dos Recursos Hídricos e DQA	
Diretiva	Contexto
Utilização dos Recursos Hídricos	
Decreto-Lei n.º 97/2008	Estabelece o regime económico e financeiro dos recursos hídricos
Decreto-Lei n.º 172/2009	Cria o fundo de proteção de recursos hídricos
Portaria n.º 1450/2007	Fixa as regras do regime de utilização dos recursos hídricos
Decreto-Lei n.º 348/2007	Aprova o regime das associações de utilizadores do domínio público hídrico
Decreto-Lei n.º 311/2007	Estabelece o regime de constituição e gestão dos empreendimentos de fins múltiplos
Despacho n.º 14872/2009	Normas para a utilização dos recursos hídricos públicos e particulares.
Decreto-Lei n.º 82/2010	Prorroga o prazo para a regularização dos títulos de utilização de recursos hídricos
Águas subterrâneas	
Decreto-Lei n.º 382/99	Estabelece perímetros de proteção para captações de águas subterrâneas (abastecimento público)
Decreto-Lei n.º 133/2005	Aprova o regime de licenciamento da atividade das entidades que operam no sector das águas subterrâneas
Domínio Hídrico	
Decreto-Lei n.º 124/2004	Aprova o Regulamento da Náutica de Recreio.
Decreto-Lei n.º 97/2008	Estabelecimentos de piscicultura, aquacultura e culturas biogenéticas.
Lei n.º 11/2009	Estabelece o regime contraordenacional do Regulamento de Segurança de Barragens
Decreto-Lei n.º 107/2009	Aprova o regime de proteção das albufeiras, das lagoas e dos lagos de águas públicas.

2.4. Instrumentos de Gestão da Água

2.4.1. Instrumentos de comando e controlo (C&C)

De forma a limitar os potenciais efeitos negativos de um aumento da pressão sobre os recursos hídricos os governos optam tipicamente por alocar a água administrativamente (Araújo, 2013). As políticas de C&C referem-se ao estabelecimento regulamentos e políticas ambientais que no âmbito da água pressupõem a criação de restrições ao acesso e uso dos recursos hídricos e a obrigações como um limite máximo a utilizar. A Tabela 9 refere os principais instrumentos de comando e controlo na gestão dos recursos hídricos.

Tabela 9 | Principais instrumentos de comando e controlo na gestão dos recursos hídricos, adaptado de C&C (OECD, 2015b).

Instrumentos de C&C	Definição
Licenciamento de utilização dos recursos hídricos	A utilização dos recursos hídricos públicos e/ou particulares (quando aplicável) carece de um título de utilização
Restrição da utilização dos recursos hídricos	Controlo sobre a captação e consumo dos recursos hídricos aplicado durante circunstâncias excecionais (períodos de seca/escassez extrema)

A influência de regulamentações e diretrizes europeias e o aumento da pressão sobre os recursos hídricos, motivou os governos a repensar na alocação de água entre setores económicos concorrentes (Rey et al., 2018). Por sua vez, a implementação da DQA promoveu um ímpeto na alteração dos direitos da água e consequentemente do licenciamento das utilizações dos recursos hídricos. Os direitos da água e a legislação existente são fundamentais na criação de um sistema de alocação ponderado (Meinzen-Dick & Bakker, 2000). Com o aumento de pressão sobre os recursos hídricos e consequente aumento de competitividade os direitos de propriedade da água tornam-se num mecanismo fundamental de gestão. No setor agrícola, por exemplo, são preponderantes no incentivo à eficiência do regadio sendo ainda fundamentais em períodos de seca e na gestão de escassez onde em caso de restrições de uso ajudam a reduzir conflitos entre utilizadores (Bruns & Meinzen-dick, 2003).

Apesar de apresentarem diretrizes comuns no seu desenvolvimento, como a DQA, os mecanismos de alocação e licenciamentos que se verificam nos diferentes países da UE apresentam algumas variâncias de acordo com as condições vigentes das massas de água (quer quantitativas quer qualitativas), o uso de água em função do setor económico e a estrutura legal dos respetivos países. Nesse sentido será efetuado neste capítulo um levantamento das políticas de gestão de utilização dos recursos hídricos e consequentes mecanismos de licenciamento e restrição de utilização dos recursos hídricos na UE, destacando especialmente os 5 estados membros considerados no subcapítulo 2.3.1⁶. Esta análise será baseada maioritariamente no relatório *Water Resources Allocation* publicado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) em 2015 (OECD, 2015b).

⁶Foram selecionados 5 estado-membros da UE (CY, ES, PT, FR e DK) que compreendem diferentes níveis de stress hídrico. Para mais informações consultar capítulo 2.3.1.

Chipre: O Chipre apresenta um problema crónico de escassez de água, típico de regiões com um clima árido (Iacovides, 2011). Um dos principais mecanismos de alocação é o sistema de gestão utilizado sul da ilha *Southern Conveyor Project*. Este sistema assenta na alocação dos recursos hídricos foi originalmente desenvolvido devido às necessidades de irrigação do país. Com a entrada do país na União Europeia em 2004, o sistema legal e de alocação de água tem sofrido bastantes alterações na tentativa de implementação da DQA. Outra das dificuldades na implementação de políticas de gestão da água é a existência de duas áreas de administração diferentes, a grego cipriota e a turco cipriota o que dificulta a gestão dos recursos. Quer as águas subterrâneas quer as águas superficiais são de propriedade pública e requerem de autorização por parte das entidades governamentais para que possam ser captadas e utilizadas. Existe uma sequência pré-definida de usos prioritários (Figura 4).

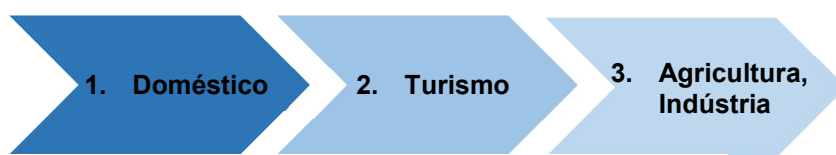


Figura 4 | Classes pré-definidas para a alocação de água no Chipre.

Portugal: Em Portugal a utilização dos recursos hídricos é moldada pela Lei da Água de 2005 e pelo Regime de Utilizações dos Recursos Hídricos de 2007. A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) é a instituição responsável pelas políticas a nível nacional, no entanto a gestão e consequente alocação é efetuada por departamentos de administração de região hidrográfica ao nível das bacias. A água subterrânea é principalmente de propriedade privada, já a água de superfície é principalmente de propriedade pública⁷. É exigido que as atividades que tenham impacto significativo no estado das águas só podem exercer-se mediante um título de utilização, que poderá ser uma autorização, licença ou concessão. Estes títulos de utilização sobre a água podem ser transferidos, trocados e/ou arrendados. São aplicadas restrições ao uso da água em circunstâncias excecionais que são definidas como episódios de seca extrema, catástrofes naturais e outros eventos de força maior. O Ministro do Ambiente, sob proposta da APA (*stakeholders* participam na elaboração da proposta) declara o início de dadas circunstâncias excecional. Em casos de restrição existem utilizações prioritárias pré-definidas para cada bacia hidrográfica que consideram a proteção e conservação dos recursos hídricos (Figura 5).



Figura 5 | Classes pré-definidas para a alocação de água em Portugal.

⁷ A água subterrânea é geralmente de propriedade privada pelo que só é considerada propriedade pública quando o lençol freático se localiza sob propriedade pública. A água superficial é principalmente de propriedade pública, no entanto as águas que nascem em propriedade particular e as pluviais que nela caírem, enquanto não transpuserem, abandonadas, os limites do mesmo terreno são consideradas propriedade privada.

Espanha: Em Espanha a distribuição espacial dos volumes de água disponíveis apresenta elevadas oscilações. Alguns territórios apresentam uma elevada abundância de recursos hídricos sendo que outros se encontram em escassez, este motivo enfatiza a necessidade imperativa de distribuir a água de modo apropriado. A Lei da Água de 2001 (baseada principalmente na Lei da Água de 1985) determina as regras de utilização da água. O governo nacional é a instituição responsável pelas políticas a nível nacional, no entanto a gestão e consequente alocação é efetuada regionalmente ao nível das bacias hidrográficas. As águas superficiais e subterrâneas são de propriedade pública⁸ e a sua captação e consequente utilização carecem de licenciamento. Existem utilizações prioritárias pré-definidas para cada bacia hidrográfica que consideram a proteção e conservação recursos hídricos. São aplicadas restrições ao uso da água durante episódios de seca extrema que são definidos recorrendo a um plano especial elaborado pelos conselhos distritais com a ajuda dos *stakeholders*. Em casos de restrição existem utilizações prioritárias pré-definidas para cada bacia hidrográfica que consideram a proteção e conservação dos recursos hídricos (Figura 6).

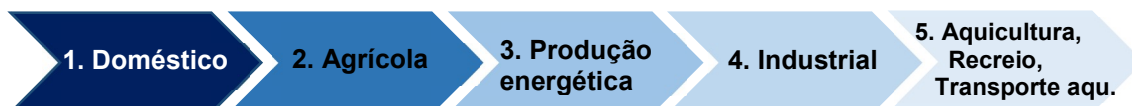


Figura 6 | Classes pré-definidas para a alocação de água em Espanha.

França: Em França a água é geralmente abundante, no entanto os aumentos da procura de água em algumas regiões têm vindo a intensificar-se potenciando episódios periódicos de escassez. As regras de utilização da água são estabelecidas pela Lei da água e dos ambientes aquáticos de 2006 e a captação e utilização de água carece de autorização por parte dos representantes locais da administração do Estado. As águas subterrâneas e superficiais são designadas como parte do Patrimônio Comum da Nação (*Patrimoine commun de la Nation*). O funcionamento institucional é semelhante ao português sendo que o Ministério da Ecologia, Desenvolvimento Sustentável e Energia é a instituição responsável pelas políticas a nível nacional. A gestão e consequente alocação é efetuada por departamentos de administração regionais ao nível das bacias hidrográficas. Foram criados órgãos de gestão coletiva (*Organismes Uniques de Gestion Collective, OUGC*) especializados e direcionados para a irrigação. Estes têm como objetivo monitorizar o uso de água para irrigação agrícola de acordo com os princípios definidos nacionalmente.

São aplicadas restrições ao uso da água em circunstâncias excecionais de seca extrema que são definidas por indicadores do estado quantitativo da água superficial e subterrânea. O Representante local do Estado (*Prefect*), sob proposta de uma unidade especial de avaliação de

⁸ Com a aprovação da Lei da Água de 1985, todas as águas são públicas e os direitos exclusivos de uso da água são obtidos por disposição legal ou licença administrativa. As águas subterrâneas consideradas anteriormente como propriedade privada podem continuar com este regime, desde que declarem a sua existência às autoridades regionais (nível da bacia hidrográfica).

secas “*Drought Unit*” (*stakeholders* participam na elaboração da proposta) declara o início de dadas circunstâncias excecional. Em casos de restrição existem utilizações prioritárias pré-definidas para cada bacia hidrográfica que consideram a proteção e conservação dos recursos hídricos (Figura 7).

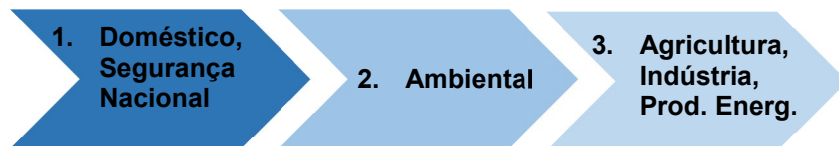


Figura 7 | Classes pré-definidas para a alocação de água em França

Dinamarca: Atualmente, os recursos hídricos dinamarqueses não apresenta problemas do ponto de vista quantitativo. Sendo um país abundante em recursos hídricos onde a totalidade da água potável é obtida a partir de água subterrânea as políticas dinamarquesas são principalmente direcionadas para a manutenção do bom estado qualitativo das massas de água subterrânea. As águas subterrâneas e superficiais são de propriedade pública e a sua utilização é regulada através de um mecanismo onde todos os usos de água (superficiais e subterrâneas) requerem permissão de uma autoridade pública. Em 2013, a lei dinamarquesa foi alterada para permitir que a legislação sobre a água se tornasse mais operacional, de acordo com a DQA. Não existe um plano de contingência destinado a situações pontuais de seca uma vez que as quantidades de recursos hídricos disponíveis não apresentam variações significativas. No entanto os municípios podem restringir o acesso à água subterrânea (excetuando quando destinada a consumo humano). Existe uma sequência pré-definida de usos prioritários (Figura 8).



Figura 8 | Classes pré-definidas para a alocação de água na Dinamarca.

Outros estados membros: No **Reino Unido** a Inglaterra e o País de Gales apresentam um sistema legal comum de abstração e utilização de água. A Lei da Água de 2003 determina as regras de utilização da água definindo o sistema de licenciamento que se aplica a águas superficiais e subterrâneas. De modo geral, a maior parte das licenças existentes estão associadas ao abastecimento público de água sendo que a irrigação representa menos de 2% do uso licenciado de água. Contudo, no sul da Inglaterra, consoante a época do ano, a irrigação esta suscetível a oscilações acentuadas chegando mesmo a atingir valores semelhantes aos registados no abastecimento público.

Na **Holanda** os recurso hídricos são abundantes. Os problemas que constam na agenda política do país são bastante diferentes dos problemas que assolam os países do sul da Europa especialmente quando comparados com países mediterrâneos como Chipre, Portugal e Espanha. No entanto, há um risco crescente de escassez de água, maioritariamente devido ao

aumento da salinidade. As políticas de alocação e licenciamento de utilização de água são inexistentes⁹ e não existe qualquer limite explícito de captação.

A **Suíça** apresenta uma quota de 5% das águas europeias. A renovação anual de água é de 5100m³ (3 vezes a média global). O abastecimento público é o principal setor de consumo de água, 51% da recarga média anual. Os Distritos (*Cantons*) e as autoridades locais (*Communes*) são os principais responsáveis pela alocação de água.

A implementação da DQA promoveu um ímpeto europeu de criação de legislação referente às utilizações de água. Alterações dos direitos da água e consequentemente do licenciamento das utilizações dos recursos hídricos têm sido observados em toda a UE. Apesar de apresentarem uma diretriz comum no seu desenvolvimento (o DQA) estes licenciamentos apresentam algumas variâncias de acordo com as condições vigentes das massas de água (quer quantitativas quer qualitativas), o uso de água em função do setor económico e a estrutura legal nos respetivos países. A adoção deste tipo de instrumentos enquadra-se numa abordagem não monetária da gestão dos recursos hídricos que atua sobre a procura (*demand-side*) (Dziegielewski, 2011). Apesar do potencial teórico da redução de procura destas medidas existem bastantes desafios que ameaçam o seu funcionamento eficaz (Olmstead & Stavins, 2007). Na Tabela 10 encontram-se sintetizadas as potenciais vantagens e desvantagens da utilização de instrumentos de C&C.

Tabela 10 | Potenciais vantagens e desvantagens da utilização de Instrumentos de C&C

Instrumentos de C&C	Vantagens	Desvantagens
Licenciamento/restrrição de utilização dos recursos hídricos	Processo de atribuição de licenças normalizado;	Elevada interação entre agência reguladora e regulado (custos administrativos elevados);
	Melhor monitorização dos usos de água;	
	Restrições reduzem o consumo de água durante situações excecionais;	Direitos de propriedade podem provocar conflitos;
	Sequência pré-definida de usos prioritários dificulta interferências políticas	Aumento do custo operacional

Regra geral, para que a gestão dos recursos hídricos possas ser mantida sobre o controlo público os decisores optam pela utilização de instrumentos de C&C na alocação dos recursos (Cruse, Reilly, & Dollery, 2000). No entanto, estes mecanismos estão geralmente associados à alocação dos recursos hídricos com base em direitos históricos ou recorrendo a uma metodologia de *queueing* o que dificulta uma alocação ponderada e eficiente (Chong & Sunding, 2006). Adicionalmente os instrumentos de C&C são estruturados de forma demasiado rígida. As licenças de autorização não são comercializáveis e têm de ser utilizadas obrigatoriamente sob o

⁹ O relatório da OCDE (2014) *Water Governance in the Netherlands: Fit for theFuture?* fornece uma visão geral da política de utilização de água a adotar na Holanda.

risco de serem revogadas (*use it or lose it*) (OECD, 2015b). Estes instrumentos são ainda associados a inconsistências do ponto de vista da implementação no terreno sendo que a sua performance ambiental e eficiência são muitas vezes questionadas (OECD, 2015b).

2.4.2. Instrumentos económicos

A legislação Europeia prevê a definição de utilizações prioritárias pré-definidas para cada bacia hidrográfica que consideram a proteção e conservação recursos hídricos, no entanto as restrições impostas pelos instrumentos de C&C dificultam a atribuição de um valor económico à água. Este problema é particularmente relevante na agricultura, setor responsável pelo maior uso de água a nível global e onde os usos marginais de recursos hídricos são mais concentrados (Food and Agriculture Organization, 2013). À medida que os impactes ambientais e económicos aumentam, os regimes de alocação de água existentes, que normalmente não possuem flexibilidade, tornam-se desadequados e obsoletos. Assim surge a oportunidade de otimização do desempenho destes sistemas de alocação através da implementação de IE (Pigram, 1999; Gleick, 2002; Wutich et al., 2014; Jakeman, et al., 2016). Os IE na gestão da água podem ser definidos como mecanismos de incentivo destinados a alinhar o comportamento individual dos utilizadores com os objetivos públicos estabelecidos pelas políticas de gestão da água de modo a mitigar potenciais riscos que assolam este recurso (Delacámara et al., 2013; Lago, et al., 2015; Gómez, et al., 2017).

No âmbito da Estratégia Europa 2020 que visa melhorar a competitividade e produtividade da UE e assegurar uma economia social de mercado sustentável, o Roteiro para uma Europa Eficiente na utilização de recursos (*Roadmap for a resource efficient Europe*) direciona o seu raio de ação para a eficiência hídrica através de uma melhor gestão da procura suportada por um robusto sistema de IE. A terminologia a utilizar na definição dos diferentes IE poderá ser suscetível à sobreposição de conceitos pelo que neste capítulo serão utilizadas as nomenclaturas selecionadas pela OCDE no *Horizontal Water Programme* utilizadas posteriormente por diversos autores (Araújo, 2013; Lago et al., 2015; Rey et al., 2018). A Tabela 11 define os principais instrumentos económicos utilizados na gestão dos recursos hídricos.

Tabela 11 | Principais instrumentos económicos utilizados na gestão dos recursos hídricos

Instrumentos Económicos	Definição
Tarifas	Preço que o utilizador tem a pagar pela utilização de uma quantidade de água definida
Taxas	Exigência financeira imposta pela autoridade fiscal que visa compensar o custo ambiental inerente às atividades suscetíveis de causar um impacto significativo nos recursos hídricos, bem como os custos administrativos inerentes ao planeamento, gestão, fiscalização e garantia da quantidade e qualidade das águas
Subsídios (produtos/práticas)	Pagamentos por parte dos governos aos produtores com o objetivo de influenciar os seus níveis de produção e/ou os seus processos produtivos

Tarifas: A criação de uma tarifa sobre a água fornece uma potencial solução de gestão face ao desafio delicado de fornecer água acessível a todos os utilizadores e, ao mesmo tempo, conservar os recursos hídricos (Sahin, Bertone, & Beal, 2017). Um dos mecanismos mais comuns das políticas de tarifárias da água é a tarifa volumétrica (Lago et al., 2015). No setor agrícola a tarifa por superfície é bastante recorrente (Jerónimo, Henriques, & Carvalho, 2015) sendo que a mesma pode ser fixa preço fixo por unidade de área, independentemente da cultura ou variável, dependente da cultura.

A Tabela 12 apresenta uma síntese do tarifário para rega nos estados membros mediterrâneos selecionados. No **Chipre** com a implementação da DQA a tarifa volumétrica aumentou cerca de 41%, por sua vez a tarifa fixa por superfície quase triplicou (Giannakis, et al., 2016). O aumento do preço da água para irrigação não é encarado pelos agricultores como uma internalização do seu custo mas sim como uma penalização (Levidow et al., 2014; David Molden et al., 2010). Em muitas das situações onde são aplicadas, as tarifas praticadas estão em clara dissonância com os princípios de recuperação dos custos (Martins, 2013). Em **Portugal** a resistência dos agricultores na região do Alentejo traduz-se numa recuperação do custo total inferior a 30%. Adicionalmente, vários países da UE, incluindo a **Dinamarca**, não consideraram a captação de água para irrigação como um "serviço de água" e, como tal, não são aplicados quaisquer mecanismos obrigatórios de recuperação de custos (Giannakis et al., 2016).

Tabela 12 | Tarifário para rega nos estados membros mediterrâneos selecionados. Adaptado de Giannakis, (2016).

País	Chipre	Espanha	Portugal	França
Preço da água antes da DQA				
(€/m ³)	0,17 ^a	0,02-0,09 ^b	0,01- 0,028 ^b	0,076-0,184 ^b
(€/há)	17,1 ^a	113-463 ^b	31-146 ^b	38-198 ^b
Preço da água depois da DQA				
(€/m ³)	0,24 ^a	0,08-0,6 ^c	0,042 ^d	0,23-1,50 ^a
(€/há)	66,1 ^a	19,47-369,7 ^c	42-310 ^d	198 ^b
Recuperação Total do custo				
(%)	56 ^a	87 ^b	23 ^b	95 ^b

^a Djuma (2012);

^b OECD (2010);

^c Calatrava (2015);

^d EDIA (2018).

Por outro lado, a recuperação dos custos através de uma política tarifária que assenta exclusivamente nas tarifas cobradas ao consumidor final poderá ser questionável em termos sociais (Araújo, 2013). Em **Portugal**, existem municípios onde as perdas de água na rede atingem os 80% (Martins, 2013) pelo que exigir aos utilizadores de água que o seu pagamento possa cobrir a recuperação total do custo de água se torna inviável. No **Chipre**, onde situações de seca extrema são recorrentes o aumento das tarifas visando a recuperação de custo nessas situações suprimiria a margem de lucro dos agricultores que teriam de pagar valores exorbitantes por m³ de água.

Taxas: Uma estratégia financeira que recorra não só a tarifas cobradas aos utilizadores, mas também a taxas cobradas aos contribuintes é essencial e necessária (UNEP, 2011). A criação de uma taxa possibilita a correção da ineficiência do mercado causada pelo custo ambiental ao assegurar a recuperação total de custos através do pagamento por parte dos poluidores (permite internalizar as externalidades negativas) e a injustiça social ao penalizar quem causa o problema (Henrique, 2009). Em **Portugal** a TRH é um instrumento económico e financeiro que visa compensar o benefício que resulta da utilização privativa do domínio público hídrico, o custo ambiental inerente às atividades suscetíveis de causar um impacto significativo nos recursos hídricos, bem como os custos administrativos inerentes ao planeamento, gestão, fiscalização e garantia da quantidade e qualidade das águas. Esta taxa permite recuperar o custo total dos recursos hídricos qualquer que seja a sua natureza ou regime legal (APA, 2018). Na **Dinamarca** as entidades responsáveis pelos sistemas de captação e adução de água, sejam públicos ou privados, individuais ou coletivos são obrigados a pagar uma taxa adicional se mais de 10% do total de água produzida for perdida na rede (The Danish Ecological Council, 2014).

Subsídios: A Política Agrícola Comum (PAC) estabelece um sistema de subsídios à agricultura na união europeia. O PAC atual que estabelece o esquema de incentivos entre 2015 e 2020 introduz um novo conceito, “*greening payment*”, que segundo Galán-Martín (2015) prevê um incentivo para práticas agrícolas mais sustentáveis. Segundo Hoehn, (2011) a subsidiarização tem a capacidade de incentivar dado comportamento e desencorajar outro. No entanto quando os incentivos privados entram em conflito com os objetivos da política de recursos hídricos, este tipo de instrumentos económicos pode falhar ou até mesmo potenciar comportamentos inesperados. Em Espanha os subsídios para a modernização da irrigação resultaram num aumento do consumo (Díaz, et al., 2012; Berbel, et al., 2017) e da captação (Martin & Gómez, 2011) quando se previa uma redução do volume de água consumido (Barros, Isidoro, & Aragüés, 2012).

2.5. Captação e Utilização Não Autorizada de Água

2.5.1. Tipologia de utilizações não autorizadas

A identificação e monitorização de captações e utilizações ilegais de água encontra-se ainda bastante incompleta (European Environment Agency, 2017). Identificar a tipologia das utilizações não autorizadas é essencial (Ouvrard, 2014), no entanto existem ainda algumas incoerências face aos termos a utilizar na definição destas tipologias. Utilizações ilegais de água (WWF, 2006b), captações ilegais de água (Global Water Intelligence, 2009), ou captações não autorizadas de água (Ouvrard, 2014) são alguns dos termos utilizados. Segundo Ouvrard (2014) os tipos de não conformidade associados à captação e utilização de água não autorizada estão relacionados com a regulação específica da água em cada país. No entanto o mesmo autor afirma ainda que dentro do mesmo país a tipologia de captação e utilização de água não autorizada poderá ser bastante ampla. Tendo em conta os direitos da água revistos nos capítulos 2.3 e 2.4 do presente estudo e no âmbito do setor agrícola e da atividade de irrigação serão consideradas quatro causas de incumprimento, identificadas como as que apresentam a maior probabilidade de exercer pressão significativa sobre os recursos hídricos (WWF, 2006; Global Water Intelligence, 2009; Stefano & Lopez-gunn, 2012; Ouvrard, 2014; Reis, 2016):

- Utilizações de recursos hídricos sem o título de utilização requerido legalmente (autorização prévia da autoridade competente);
- Utilizações de um volume de água superior ao autorizado no respetivo título de utilização;
- Utilização de uma área de irrigação superior à autorizada no respetivo título de utilização;

Por outro lado, considerando a aplicação de taxas como a TRH, o volume de água e a ocupação de terrenos a taxar é, em regra, determinado com base na declaração do agricultor (métodos indiciários). Isso permite que as empresas/agricultores sejam tributadas pelo respetivo consumo real efetivo, calculado com base na sua captação/utilização. No entanto esta prática poderá estar associada a declarações que não correspondam à realidade impossibilitando a recuperação do custo da água (Hunter Water Corporation, 2013) caracterizando-se deste modo como um tipo adicional de utilização ilegal deste recurso.

2.5.2. Panorama Europeu

Segundo Dworak (2010), na maioria dos estados membros da UE existe pouca ou nenhuma informação disponível sobre uso de água não autorizado na agricultura. No entanto, nos últimos anos estudos científicos têm vindo a contrariar esta tendência principalmente nos países do Sul da Europa. Em Espanha, por exemplo, foram conduzidos diversos estudos (Garrido & Ramón Llamas, 2012; Ouvrard, 2014; WWF, 2006b). A Tabela 13 reflete a informação disponível sobre o estado das captações ilegais de água nos países mediterrâneos.

Tabela 13 | Captações ilegais de recursos hídricos nos países mediterrâneos (CY, ES, PT, GR, IT, MT).
Adaptado de Ouvrard (2014).

País	Dados referentes à utilização não autorizada de recursos hídricos
Chipre	Existiam 50 000 furos ilegais em 2008 responsáveis pela utilização não autorizada de cerca de 130 milhões de m ³ /ano (Dworak, 2010).
Espanha	<p>Em 2006, 43% das captações privadas ainda não estavam registadas de modo a cumprir a legislação de 1985 (WWF, 2006b).</p> <p>Considerando a tipologia de utilizações não autorizadas estabelecida no subcapítulo anterior (2.5.1) diferentes utilizações não autorizadas existem em simultâneo uma vez que a utilização de um volume de água e de uma área de irrigação superior à autorizada é frequentemente identificada (WWF, 2006b). No mesmo relatório produzido pela WWF, na bacia hidrográfica de <i>Guadalquivir</i>, em 2006, 10% dos 100 000 pontos de captação existentes não apresentavam um título de legal. Adicionalmente um estudo realizado na região do Parque Natural de <i>Doñana</i> conclui que nenhuma das 68 áreas agrícolas em foco se encontrava em comprimento legal.</p> <p>Em 2008, segundo a <i>Confederación Hidrográfica del Guadiana</i> na região de <i>La Mancha</i> existiam cerca de 22 000 captações ilegais comparadas com as 16 000 registadas legalmente.</p> <p>Segundo Ouvrard (2014) e de acordo com o Ministério Nacional da Agricultura, as utilizações não autorizadas de água refletem 5% do consumo de água do setor.</p> <p>Segundo Ouvrard (2014) e de acordo com a APA, em 2007, na região hidrográfica das Ribeiras do Algarve, considerando os títulos legais de captação de água subterrânea existentes, o volume máximo total de captação seria de 71,5 hm³. No entanto e recorrendo a ortofotomapas digitais o volume estimado foi de 126,72 hm³. No mesmo ano, ortofotomapas digitais permitiram a deteção de 4000 barragens das quais apenas 25% se encontravam devidamente licenciadas.</p> <p>Em 2013, apenas 1/3 das captações de água (subterrâneas e superficiais) apresentavam um título de utilização válido na Região Hidrográfica do Alentejo.</p> <p>Na região hidrográfica de <i>Pinios</i> a captação de água ilegal é predominante. Existem cerca de 30 000 – 33 000 pontos de captação sendo que a maioria não apresenta qualquer tipo de título de utilização legal. Foram ainda identificadas 3 500 captações ilegais de água superficial ao longo do rio Eurotas (Skoulikidis et al., 2011).</p> <p>Na região hidrográfica de <i>Thessaly</i> foi identificada a existência de captações ilegais, no entanto as autoridades competentes não conseguem estimar o seu número. A maioria das captações ilegais foram identificadas devido ao abandono das terras resultante de intrusões salinas nos pontos de captação (EASAC, 2010).</p> <p>Os volumes ilegais de água utilizada oscilam entre os 12 e os 20% do total de água captada (Global Water Intelligence, 2009).</p>
Portugal	
Grécia	
Itália	Estima-se que existam mais de 1,5 milhões de captações sem licenciamento regularizado nas regiões de (<i>Abruzzo, Molise, Puglia, Campania, Basilicata, Calabria, Sicily e Sardinia</i>) sendo que a maior concentração (300 000) se localiza na região de <i>Puglia</i> . Adicionalmente 830 000ha são irrigados ilegalmente (WWF, 2006a).
Malta	Em 2008, 18,5 dos 30 milhões de m ³ /ano captados provinham de pontos de captação ilegal (Times of Malta, 2008).

Na Europa Central e de Leste grande parte dos estados membros parece mais preocupada com o desenvolvimento da capacidade de irrigação do que com os cumprimentos do direito da água (Lockwood et al., 2014). Em países como a Holanda onde os recursos hídricos são abundantes, os problemas que constam na agenda política do país são bastante diferentes dos problemas que assolam os países do sul da Europa¹⁰ pelo que os direitos legais de utilização dos recursos hídricos apresentam ainda uma legislação básica e incompleta (OECD, 2015b) dificultando a implementação de qualquer tipo de legislação de controlo de captações ilegais (Gomez & Blanco, 2012). Segundo Lockwood (2014)¹¹, esta é a principal razão para que o Instituto Nacional do Ambiente Húngaro (NIEH), o Ministério da Água e do Ambiente Búlgaro (MOEW), a Administração Nacional Romena “Apele Romane” (NAAR), e o Instituto da Água da República da Eslovénia (IZVRS) não apresentem quaisquer relatórios de dados face à existência de captações ilegais de água. No entanto, constituindo uma “exceção à regra”, o Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Rio Vipava (2016), na Eslovénia, identifica a existência de captações ilegais estabelecendo ainda como prioritária a sua identificação através da verificação da validade dos direitos de exploração dos agricultores da região.

Por outro lado, no Sul da Europa a agenda política está bastante focada na identificação de captações ilegais e na sua quantificação (European Commission, 2012). No entanto e devido à dificuldade de criação de metodologias viáveis que permitam a identificação das mesmas, a resposta tradicional dos decisores políticos tem passado pelo investimento nas infraestruturas de modo a melhorar a produtividade da água (Giordano et al., 2017; David Molden et al., 2010) e na reformulação das legislações referentes aos direitos da água (Martin & Gómez, 2011). Segundo Gomez (2012) estas medidas e reformulações legislativas podem resultar na diminuição de captações ilegais superficiais principalmente em regiões onde existam organizações de regantes. No entanto e segundo o mesmo autor, alguns utilizadores têm ao seu dispor alternativas disponíveis, como a captação ilegal de águas subterrâneas que pode tornar-se atraente de modo a suprimir as limitações outrora impostas pelo que esta metodologia governamental poderá tornar-se ineficiente na gestão deste tipo de recurso. Adicionalmente, o processo administrativo de aplicação de penalizações legais é muito complexo e as utilizações ilegais de água são consideradas como uma infração menor (Arcadis, 2012). Em Espanha, entre 1996 e 2005 apesar da estimativa apontar para a existência de 100 000 captações ilegais o número de processos judiciais iniciados pelas autoridades competentes foi de apenas 12 (WWF, 2006b).

A aplicação de técnicas e instrumentos de deteção remota permitem o preenchimento das lacunas de informação potenciando a criação de mecanismos legislativos de controlo dos recursos hídricos concisos e diretos (Giordano et al., 2017). Nos últimos anos diversas publicações têm vindo a confirmar o potencial da deteção remota, através de imagens de satélite na identificação de utilizações ilegais de água (FAO, 2011; Ginster, et al., 2010; Lockwood et al.,

¹⁰ Para mais informações consultar subcapítulo “2.4.1 Instrumentos de comando e controlo”.

¹¹ Informação obtida através de comunicações pessoais realizadas pelo autor.

2014; Ouvrard, 2014) conferindo uma maior importância ao tema que nos próximos anos, segundo a Comissão Europeia (2012), terá um papel fulcral na gestão dos recursos hídricos e consequentemente na deteção e penalização de utilizações ilegais de água.

2.6. Observação da Terra na Identificação e Penalização de Utilizações Ilegais de Água na Agricultura

2.6.1. Contextualização e perspectiva histórica

De acordo com Kumari (2013), de modo a otimizar a utilização de água numa determinada parcela agrícola a realização de uma caracterização espacial explícita e precisa do panorama hídrico da região em estudo é essencial. Historicamente, e até há pouco tempo a recolha de dados necessária para a realização dessa caracterização era efetuada através de técnicas convencionais como a fotointerpretação (Ihse, 1995) e o trabalho de campo intensivo (Vanino, Nino, et al., 2015) que apresentavam claras limitações espaciais e temporais. Nos últimos anos, as técnicas de OT têm vindo a provar ser uma fonte de informação objetiva, confiável, precisa, económica e atualizada (Etchanchu et al., 2017; van Andel et al., 2015). No que ao setor agrícola diz respeito, esta nova geração de dados expõe um elevado leque de potencialidades outrora inacessíveis (Shokr, 2011). A monitorização de culturas adquire agora uma importância adicional bem como a gestão dos recursos hídricos e da produtividade da água (D'Ambrosio et al., 2018).

Globalmente e considerando diferentes escalas espaciais é possível observar a crescente implementação de sistemas de gestão agrícola baseados na OT responsáveis pela produção periódica de relatórios e estudos científicos que caracterizam e avaliam a produção agrícola mundial (Meroni, Atzberger, & Léo, 2013). Nos Estados Unidos da América, o Departamento agrícola nacional (USDA) criou o Serviço Nacional de Estatística Agrícola¹² (NASS) e o Serviço Agrícola Estrangeiro¹³ (FAS), responsáveis pela monitorização das culturas e pela estimativa de produção nacional e global, respetivamente. A FAO, desenvolveu o Sistema de Informação Global e Aviso Precoce¹⁴ (GIEWS) que fornece informação correta e atualizada aos legisladores e analistas em todos os aspetos da oferta e da procura alimentar. Já a Comissão Europeia criou o sistema MARS¹⁵ de previsão do rendimento das colheitas e dos fenómenos climáticos do campo de modo a antecipar previsões de rendimento das principais culturas.

A disponibilidade de dados multiespectrais de alta resolução espacial e a sua elevada frequência de aquisição é particularmente adequada na monitorização de culturas (Meroni et al., 2013) verificado no paragrafo anterior. No entanto, o preenchimento de lacunas de informação possibilita ainda a sua utilização na gestão de áreas irrigadas (D'Urso et al., 2010; Vanino et al., 2015). No entanto e apesar da existência de diversos estudos sobre o balanço hídrico de áreas irrigadas (Anderson et al., 2007; Bastiaanssen et al., 2007; Campos et al., 2013; Karimi et al.,

¹² USDA, NASS - mais informação em: <https://www.nass.usda.gov/>

¹³ USDA, FAS - mais informação em: <https://www.fas.usda.gov/>

¹⁴ FAO, GIEWS - mais informação em: <http://www.fao.org/giews/en/>

¹⁵ EC, MARS - mais informação em: <https://ec.europa.eu/jrc/en/mars>

2012), a sua aplicação na deteção das diferentes tipologia de captações ilegais encontra-se ainda numa fase embrionária. A necessidade de reproduzir as observações e estudos à escala da bacia hidrográfica (local), ao contrário dos programas de gestão da produção agrícola aplicados à escala global ou continental (Su et al., 2014) intensificam a sua complexidade e exigem que cada estado-membro realize um esforço adicional na identificação e responsabilização de ilegalidades e respetivo comprimento da legislação. Assim, a Comissão Europeia tem reforçado o seu compromisso de integração de uma ação comunitária na proteção dos recursos hídricos (European Commission, 2012) através da OT, destacando particularmente o programa *Copernicus*.

2.6.2. Programa *Copernicus*

O programa *Copernicus* pode ser definido como o programa de observação e monitorização da Terra da UE. Este programa é a pedra angular da União Europeia na cooperação estratégica da pesquisa espacial, fornecendo informação inovadora, completa e de acesso público. Este serviço compreende 6 áreas temáticas, entre elas a monitorização terrestre que por sua vez engloba uma vasta gama de aplicações no setor agrícola. A coordenação e respetiva gestão do programa esta sobre a alçada da Comissão Europeia tendo sido implementada adicionalmente uma parceria com os estados membros da UE e com a ESA. Os dados provenientes deste serviço provêm de uma constelação dedicada de satélites, denominados “*Sentinels*” sendo posteriormente complementadas por informações recolhidas *in-situ*.

Sentinel 2

Esta missão é composta por 2 satélites, *Sentinel-2A* e *Sentinel-2B*, que percorrem a mesma órbita separados por 180°. A missão Sentinel-2 apresenta uma órbita quase-polar e dispõe de um sensor MSI (*MultiSpectral Instrument*) com 13 bandas espectrais, com grande resolução espacial (10, 20 ou 60 m, dependendo da banda) o que possibilita uma melhor identificação da vegetação e respetiva modelação dos processos hídricos em parcelas agrícolas para as quais imagens de resolução inferior seriam inadequadas (Ferrant et al., 2016). Adicionalmente apresentam uma resolução temporal de 10 dias com um satélite e de 5 dias com os dois satélites operacionais permitindo estabelecer os padrões multi-temporais de desenvolvimento das culturas (Kumari et al., 2013). O sensor multiespectral consegue captar bandas que vão do visível e do infravermelho próximo, até ao infravermelho de ondas curtas, em diferentes resoluções espaciais, elevando a monitorização da terra a um nível sem precedentes. Foi a primeira missão de observação ótica da Terra deste tipo a incluir três bandas no ‘limite do vermelho’, o que proporcionou informação essencial na aplicação de índices de vegetação (IV), como o NDVI (Green, Cawkwell, & Dwyer, 2018; Kim et al., 2015; Lopresti, Di Bella, & Degioanni, 2015). A Tabela 14 reflete os comprimentos de onda, as regiões do espectro eletromagnético e a resolução espacial das bandas espectrais captadas pelo sensor MSI incorporado nos satélites referentes a esta missão do programa *Copernicus*.

Tabela 14 | Bandas espectrais captadas pelo sensor MSI incorporado nos satélites da missão Sentinel 2.

Banda espectral	Comprimento de onda (nm)	Região do espectro eletromagnético	Resolução Espacial (m)
1	443	Visível	60
2	490	Visível	10
3	560	Visível	10
4	665	Visível	10
5	705	Infravermelho próximo	20
6	740	Infravermelho próximo	20
7	783	Infravermelho próximo	20
8	842	Infravermelho próximo	10
8a	865	Infravermelho próximo	20
9	940	Infravermelho próximo	60
10	1375	Infravermelho próximo	60
11	1610	Infravermelho médio	20
12	2190	Infravermelho médio	20

2.6.3. Análise e processamento de dados de OT

O setor espacial e o desenvolvimento das tecnologias que lhe estão associadas são hoje reconhecidas como um processo imperativo na promoção do progresso social e económico global. A OT e o respetivo processamento de dados através de ferramentas geoespaciais é cada vez mais comum na gestão de praticas agrícolas (Vuolo, et al., 2015). Os satélites de observação da Terra constituem uma das principais fontes de dados sobre o nosso Planeta, permitindo o estudo e a monitorização dos vários processos físicos, químicos e biológicos. A aplicação de técnicas e instrumentos de deteção remota permitem o preenchimento das lacunas de informação potenciando a criação de mecanismos legislativos de controlo dos recursos hídricos (Giordano et al., 2017).

A disponibilidade de dados multiespectrais de alta resolução espacial e a sua elevada frequência de aquisição possibilitam observações com uma cobertura espacial e uma frequência temporal sem precedentes, permitindo o acompanhamento em tempo quase real de uma enorme variedade de fenómenos ambientais (Belgiu & Csillik, 2018). Considerando as características referidas Psomas (2016) define duas utilizações prioritárias na utilização dos dados provenientes da OT: a primeira é a atualização de utilização agrícola do solo com uma maior frequência temporal face às estatísticas nacionais e Europeias (*Corine Land Cover* e *Census* agrícolas) sendo a segunda a necessidade de informação a nível local no desenvolvimento de políticas concisas que promovam melhores praticas de irrigação.

Índices de vegetação (IV) e algoritmos matemáticos de classificação

O processamento digital de dados de OT recorrendo a diferentes algoritmos e índices matemáticos apresenta, atualmente, potencialidades bastante elevadas/diversificadas constituído uma importante ferramenta de análise e gestão dos recursos hídricos na agricultura

(Kyratzis, et al., 2015). Deste modo, através das características espectrais (refletância) estes índices foram desenvolvidos com o intuito de destacar um determinado grupo de características de interesse na imagem em análise (Deep & Saklani, 2014). Assim sendo, e dependendo do objetivo da análise e das características que se pretendem identificar existem diversos índices que podem ser utilizados através da sua aplicação a imagens de OT (Gandhi, et al., 2015). Os IV são projetados para maximizar a sensibilidade das características da vegetação, minimizando outros fatores físicos como, as mudanças de iluminação e o declive do terreno. Os IV mais comuns utilizam normalmente refletâncias espectrais compreendidas entre as regiões vermelha e infravermelha próxima diferindo apenas nos comprimentos de onda selecionados e na formulação matemática (Fang & Liang, 2014). A classificação de imagens recorrendo a algoritmos matemáticos é o processo pelo qual os píxeis são agrupados em classes de acordo com as suas características espectrais. Atualmente existe uma elevada gama de algoritmos matemáticos de aprendizagem automática disponíveis para a realização de classificações de uso do solo (Kasahara, et al., 2015; Tintrup et al., 2015).

Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

NDVI é um índice bastante comum sendo um dos IV mais utilizados atualmente (Bhandari, Kumar, & Singh, 2012). É calculado através do rácio entre a refletância espectral nas regiões vermelha e infravermelha próxima, como demonstra a equação (1):

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}, (1)$$

Assim o NDVI permite detetar alterações na cobertura vegetal ao longo do tempo (Lan, Zhang, Lacey, Hoffman, & Wu., 2009) sendo que os valores deste índice estão compreendidos no intervalo de [-1;1]. As áreas que apresentem vegetação estão associadas a valores elevados devido às refletâncias relativamente elevadas no NIR (infravermelho próximo) e baixa refletância no *Red* (vermelho). Por outro lado, valores negativos sugerem a existência de nuvens ou água, cuja refletância é maior no *Red* do que no NIR (Gandhi et al., 2015). Os solos têm refletâncias similares nas duas bandas e resultam em valores próximos de zero para os índices de vegetação (Berger, Ettlin, Quincke, & Rodríguez-Bocca, 2018). Como o desenvolvimento e otimização das técnicas de deteção remota estes índices têm sido amplamente aplicados nos últimos anos (Berger et al., 2018; Green et al., 2018; Kim et al., 2015; Lopresti et al., 2015; Rubio et al., 2006).

Random Forest (RF)

O RF é um dos algoritmos mais populares na classificação do uso do solo através de deteção remota. Do ponto de vista funcional o seu funcionamento é relativamente simples. Através de um conjunto de dados pré definidos, utilizado como base (*training data*), o algoritmo produz uma sequência de cruzamentos sucessivos de informação que compara cada píxel individualmente com essa informação de base (Gislason, Benediktsson, & Sveinsson, 2006). Consequentemente, cada cruzamento de dados culmina na atribuição de uma classificação ao píxel em análise, em função das classificações possíveis estabelecidas na informação de base, este processo é repetido diversas vezes utilizando diferentes combinações de informação

(diferentes árvores). Por fim, é aplicado um tratamento estatístico aos dados que define, como classificação final de cada píxel, a classificação que se repetiu mais vezes de modo a obter uma maior precisão estatística (Nitze, Barrett, & Cawkwell, 2015). Este algoritmo é amplamente usado na identificação da ocupação do solo através de dados de satélite (Gislason et al., 2006; Pal, 2005) tendo alguns autores aferido o seu potencial de funcionamento à escala regional/local (Fagan et al., 2015; Rodriguez-Galiano, et al., 2012; Zhao, et al., 2016). A Figura 9 reflete de forma simplificada o funcionamento do algoritmo de classificação RF.

Figura 9 - Funcionamento simplificado do algoritmo de classificação RF.

3. Metodologia

3.1. Abordagem Metodológica de Detecção Remota de Utilizações Ilegais de Água e Dados Óticos de Observação da Terra a Utilizados

A abordagem metodológica da presente dissertação está diretamente relacionada com a tipologia de captações ilegais identificadas no **Capítulo 2.5.1**. Isto porque de modo a aumentar a produtividade da água caracterizada no **Capítulo 2.2** é essencial que os instrumentos económicos referidos no **Capítulo 2.4** se apresentem em pleno funcionamento pelo que as fugas à legislação devem ser identificadas (**Capítulo 2.5.2**) e penalizadas legalmente. Desse modo e considerando o potencial da observação da Terra na deteção dessas captações referido no **Capítulo 2.6** o núcleo deste estudo concentra-se na determinação do potencial de duas abordagens diferentes, mas complementares, na deteção remota de diferentes tipologias de captação ilegal de água.

Primeiramente e através do caso de estudo presente no **Capítulo 4.1** é averiguado o potencial da utilização do índice de vegetação NDVI na deteção de áreas irrigadas através de uma abordagem que considera a sua aplicação recorrendo a dados *raster* (*Sentinel-2A*) com uma resolução espacial de 10 m. A escolha desta abordagem considerou ainda outras características entre elas o período de estudo que foi estabelecido entre janeiro e dezembro de 2017, a área de estudo (São Manços, Beja) e informações adicionais dos dados de satélite com a resolução temporal (10 dias) e a disponibilidade de dados (23 das 37 aquisições efetuadas pelo satélite). A aplicação prática desta abordagem metodológica restringe-se ao processamento informático dos dados *raster* mencionados recorrendo ao *software SNAP* (acesso público). Assim, este modelo apresenta a vantagem de não precisar de qualquer informação de base (*training data*) na sua aplicação que normalmente esta associada a trabalho de campo *in-situ* (Vuolo et al., 2015). No entanto, de modo a validar os resultados e consequentemente a tipologia de utilizações ilegais que esta metodologia permite identificar/detetar, serão utilizados os ortofotomapas digitais de 2017 disponibilizados pela EDIA e pelo *software Google Earth Pro* que apresentam uma resolução espacial de 0,35m e 0,65m respetivamente.

O segundo caso de estudo, **Capítulo 5.1**, complementa o primeiro aprofundando o seu nível de detalhe. Assim, será estudada a complementaridade entre o NDVI e o algoritmo matemático de aprendizagem automática *Random Forest* referenciado no **Capítulo 2.6.3** que permite não só a deteção de áreas irrigadas, mas também a sua classificação de acordo com o tipo de cultura. A sua aplicação é efetuada recorrendo a mesma tipologia de dados *raster* (*Sentinel-2A*) mencionadas no caso de estudo anterior sendo a área de estudo agora localizada em Sevilha, Andaluzia. Adicionalmente é requerida a predefinição de informação de base (*training data*) que foi obtida através de comunicação pessoal com a Agência Espacial Europeia. À semelhança do caso de estudo anterior, e de modo a validar os resultados e consequentemente a tipologia de utilizações ilegais que esta metodologia permite identificar/detetar foi efetuada uma validação do

modelo recorrendo a ortofotomapas de 2017 do *software Google Earth Pro* que apresentam uma resolução espacial de 0,65m.

3.2. Aplicações/ferramentas de Processamento de Imagem

Todos os dados referentes à missão *Sentinel-2* foram analisados/processados através da utilização do *software Sentinel Application Platform (SNAP) v6.0*. Esta ferramenta permite processar, ver, analisar e apresentar os dados provenientes de missões espaciais. Constitui uma plataforma complexa que permite abrir e explorar dados óticos de OT. A extensão *Sentinel 2 Toolbox* suporta dados óticos de alta resolução, provenientes não só dos sensores *Sentinel-2* (ESA), como também dos sensores *RapidEye*, *SPOT*, *MODIS* e *Landsat*.

4. Detecção de Áreas Irrigadas

4.1. Caso de estudo 1: Évora, Portugal

Na Tabela 15 encontram-se evidenciadas as principais características do caso de estudo 1.

Tabela 15 | Principais características do Caso de Estudo de Évora, Portugal

CASO DE ESTUDO	ESTUDO - ÉVORA, PORTUGAL
Localização	Área agrícola que circunda a localidade de São Manços, que se situa na União das Freguesias de São Manços e São Vicente do Pigeiro, Concelho e Distrito de Évora, Portugal
Área do estudo	15 500 ha
Setor de estudo	Utilização de água na agricultura
Objetivo principal	Deteção de áreas irrigadas
Dados de OT	Serie multi-temporal de dados óticos, <i>Sentinel-2 (Copernicus)</i> ;
Dados adicionais	Ortofotomapas 2017 - EDIA e Ortofotomapas 2017- <i>DigitalGlobe Quickbird (Google Earth Pro)</i>
Período de Deteção	Entre janeiro e dezembro de 2017
Metodologia	Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e análise multi-temporal
Principais Stakeholders	APA; EDIA
Reprodutibilidade do Modelo	Elevada em países mediterrâneos (regiões semiáridas)

4.1.1. Caracterização Geral

A área de estudo localiza-se na bacia hidrográfica do rio Guadiana que abrange uma superfície total de 66 800km², 55 220 (83%) em Espanha e 11 580km² (17%) em Portugal (APA, 2015). A bacia é normalmente dividida em três secções sendo que apenas uma delas compreende a área que se situa em Portugal, denominada baixo guadiana, e que compreende a extensão que se situa entre o Alqueva e o mar Mediterrâneo (Costa, 2015). Apesar da sua longa extensão a área de estudo considerada é notavelmente menor com uma área de 15 500 hectares. Localizada na localidade de São Manços, pertence ao concelho/Distrito de Évora. Encontra-se delimitada pelos paralelos 38°31'01" N e 38°24'02" N e pelos meridianos 7°40'11" W e 7°48'01" W, Figura 10.

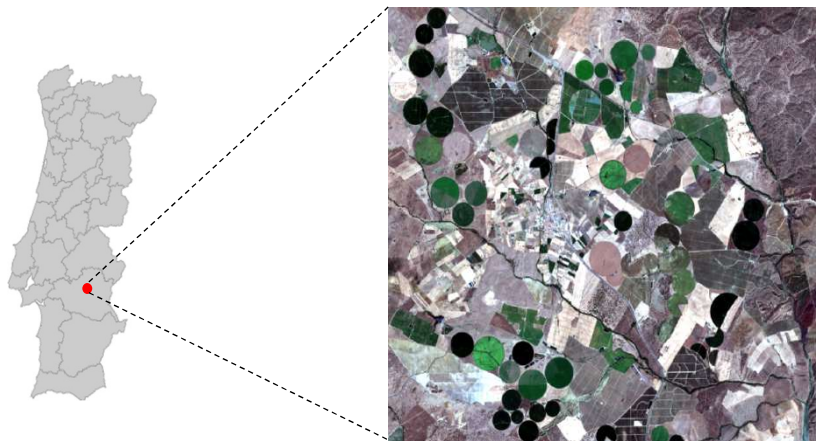


Figura 10 | Localização de São Manços em Portugal Continental e respetiva área de estudo.

Segundo Cardoso (2008), a situação geográfica e a orografia traduzem-se num território com um clima tipicamente mediterrâneo, com verões quentes e secos e Invernos pouco chuvosos e frios. De facto, a temperatura média anual do ar é de 15,9°C, mas a média das mínimas do mês mais frio é de 6,2°C (janeiro) e a média das máximas do mês mais quente, registada em agosto, ronda os 30,4°C,

Figura 11. É nesta zona que se verificam, também, das precipitações mais baixas do país sendo que a média anual acumulada não ultrapassa os 650 mm e se concentra sobretudo entre os meses de outubro e abril. Nos meses de Verão, sobretudo entre julho e agosto, a precipitação registada é quase nula (IPMA, 2015). A insolação atinge níveis muito elevados e segundo Cardoso (2008), a média anual ronda as 2808,60 horas e os valores máximos são registados no mês de julho, com 367 horas sendo os mínimos registados em dezembro e janeiro com 148,1h e 149,7 horas respetivamente.

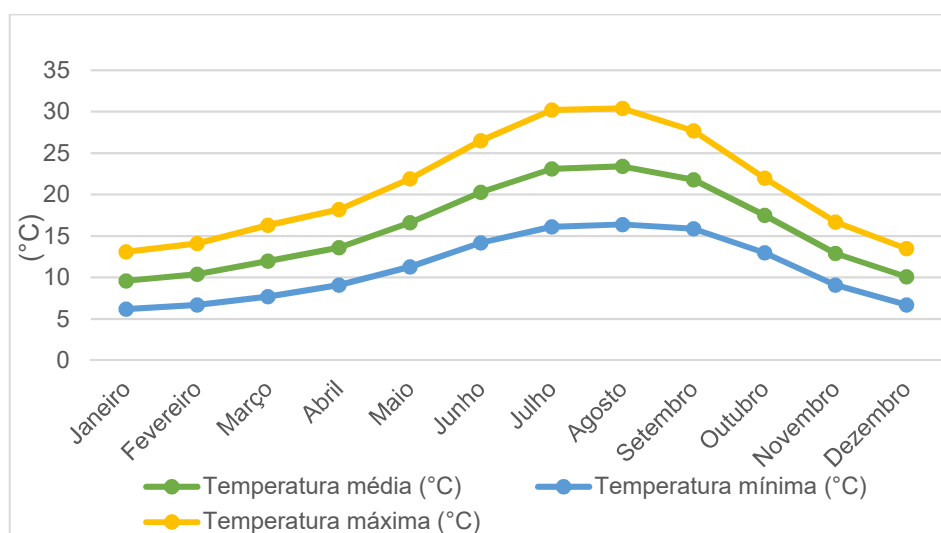


Figura 11 | Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais em Évora. Adaptado de IPMA (2015).¹⁶

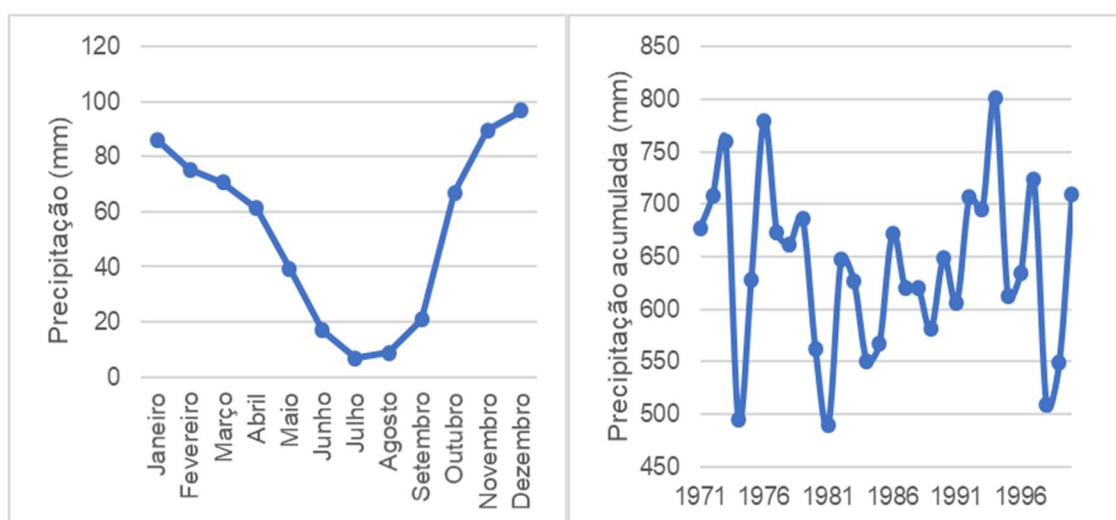


Figura 12 | Precipitação média mensal em Évora e precipitação média anual acumulada entre 1971 e 2000. Adaptado de (IPMA, 2015).

O clima semiárido Português, típico dos países mediterrâneos (Khan et al., 2016) e o panorama agrícola do país (consultar o capítulo “2.1 Panorama Agrícola Europeu”) realçam algumas das dificuldades de gestão dos recursos hídricos que foram preponderantes na seleção deste caso de estudo. As principais incluem:

- Variabilidade interanual e intra-anual da precipitação, Figura 12;
- A escassez sazonal de precipitação, geralmente durante os meses de verão coincide com as maiores necessidades de água do setor agrícola (Valverde et al., 2015);
- As elevadas temperaturas registadas, principalmente nos meses de verão (Figura 11), promovem elevadas taxas de evapotranspiração comprometendo a capacidade efetiva da precipitação e potenciando a irrigação (Ali & Mubarak, 2017).

4.1.2. Dados/Informação utilizada

O principal objetivo deste caso de estudo é a utilização de dados óticos de OT na identificação de parcelas irrigadas de modo a detetar utilizações ilegais de água. Neste sentido foram utilizados os dados multiespectrais obtidos através do programa *Copernicus* referentes à missão *Sentinel-2*. A área de estudo é coberta por duas orbitas distintas (37 e 137), tendo sido selecionados apenas os dados capturados durante a realização da orbita número 37. Durante o ano de 2017, e considerando a orbita selecionada, o satélite realizou 37 aquisições únicas de dados, com uma resolução temporal de 10 dias. Das 37 aquisições, 23 foram realizadas com uma percentagem de cobertura de nuvens reduzida ou mesmo nula (<10%), tendo sido selecionadas como fonte de informação para a realização do presente estudo, Tabela 16.

Tabela 16 | Disponibilidade de dados em 2017 relativos à área de estudo face à cobertura de nuvens.

Referência Satélite		S2A_MSIL1C_R037	
Data de deteção	Disponibilidade	Data de deteção	Disponibilidade
05/01/2017	X	14/07/2017	✓
15/01/2017	✓	24/07/2017	✓
25/01/2017	✓	03/08/2017	✓
04/02/2017	X	13/08/2017	✓
14/02/2017	X	23/08/2017	✓
24/02/2017	X	02/09/2017	✓
06/03/2017	X	12/09/2017	✓
16/03/2017	X	22/09/2017	✓
26/03/2017	X	02/10/2017	✓
05/04/2017	✓	12/10/2017	✓
15/04/2017	✓	22/10/2017	✓
25/04/2017	X	01/11/2017	X
05/05/2017	X	11/11/2017	✓
15/05/2017	X	21/11/2017	✓
25/05/2017	✓	01/12/2017	✓
04/06/2017	✓	11/12/2017	X
14/06/2017	✓	21/12/2017	✓
24/06/2017	X	31/12/2017	X
04/07/2017	✓		

4.1.3. Metodologia

A resolução temporal dos dados do *Sentinel-2A* (frequência de aquisição numa única órbita) é de 10 dias. Em 2017, a cobertura de nuvens no contexto português não foi um forte fator limitante. Existem 23 aquisições únicas de dados multiespectrais livres de nuvens, o suficiente para caracterizar a evolução temporal das principais culturas da área de estudo.

O processo metodológico a utilizar será baseado na utilização de um índice de vegetação (IV), neste caso o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada NDVI. De forma simplificada um IV é dado pela razão entre as componentes cromáticas da radiação refletida que se localizam entre os infravermelhos e os vermelhos (Green et al., 2018)¹⁶, sendo que neste caso foram utilizadas as bandas espectrais B4 (665nm) e B8 (842nm) captadas pelo *Sentinel-2B*. Este tipo de índices pode ser relacionado com a quantidade, vigor e densidade de biomassa fotossinteticamente ativa existente (Viña, et al., 2011) permitindo aferir neste caso o desempenho da vegetação na área de estudo e a consequente existência de irrigação durante o decorrer do ano de 2017.

Os dados *raster*, contêm a descrição detalhada de cada píxel pelo que permitem variações contínuas de informação potenciando uma análise mais detalhada, contudo exigem geralmente o pré-tratamento de dados. Neste caso de estudo, e para que o *software* consiga aplicar a expressão matemática entre bandas espectrais que define o NDVI, os píxeis devem apresentar a mesma resolução espacial. Adicionalmente, a definição da área de estudo permite uma análise mais direta e concisa uma vez que se encontra associada à eliminação de todos os píxeis que se apresentam como irrelevantes face à abordagem metodológica definida.

A metodologia detalhada de aplicação do NDVI encontra-se descrita na Figura 13 (no Anexo II encontra-se informação mais detalhada da sua aplicação).

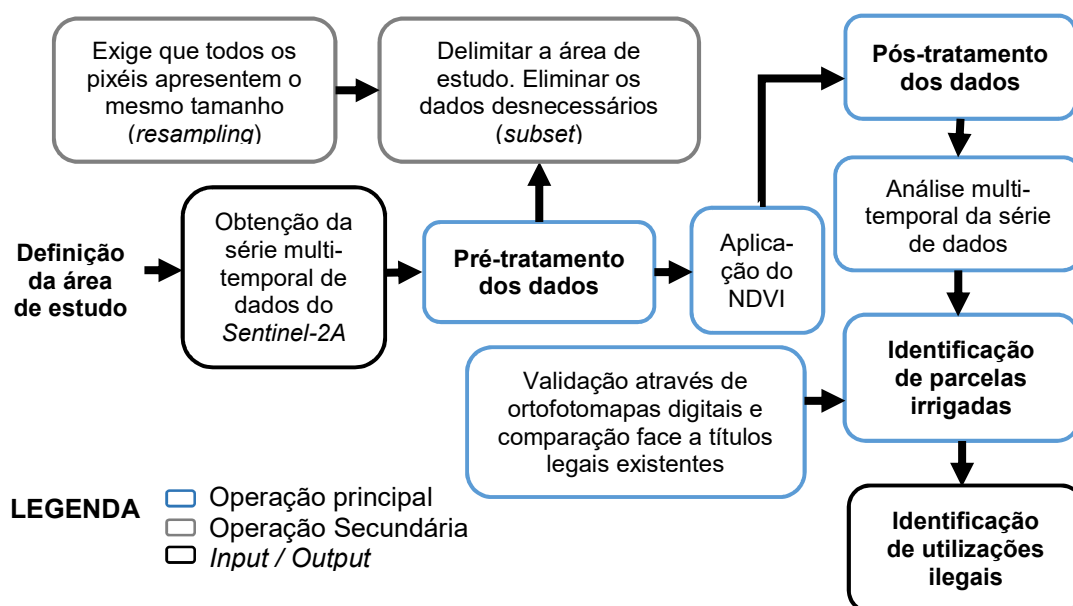


Figura 13 | Metodologia de aplicação do NDVI para a série temporal de dados através do software SNAP.

¹⁶ Informação mais detalhada sobre este IV pode ser encontrada no capítulo 2.6.3.

4.1.4. Resultados e discussão

Inicialmente foram definidas como disponíveis 23 aquisições de dados referentes ao ano de 2017, tendo sido um único critério de definição de disponibilidade (percentagem de cobertura de nuvens). Através do *software SNAP* foi obtida a variação temporal dos índices de NDVI entre janeiro e dezembro de 2017, no entanto foi detetada a existência de fumo nas imagens referentes ao mês de agosto de 2017 provenientes de um fogo que deflagrou na região, Figura 14.

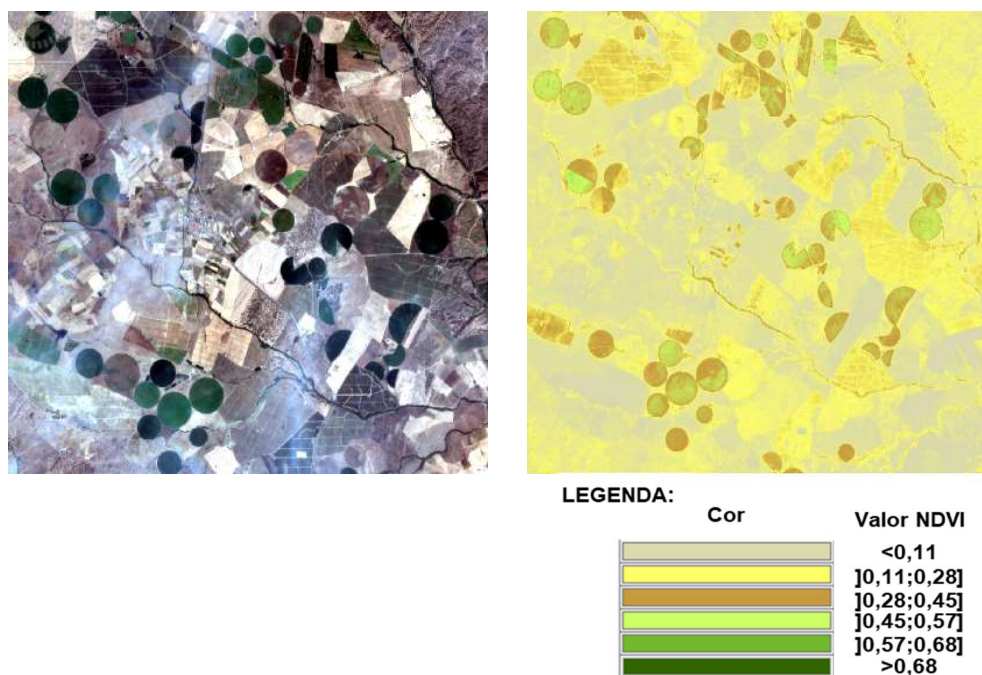


Figura 14 | Imagem constituída através das bandas visíveis captadas pelo Sentinel-2A no dia 23/082107 e repectivo mapa do indice de NDVI.

A existência de fumo afeta os resultados de forma semelhante à existência de nuvens tendo sido consequentemente os valores de agosto considerados indisponíveis nesta análise. O principal conceito na validação dos resultados assenta nas características preponderantes na seleção desta área de estudo mencionadas anteriormente. Normalmente, a irrigação é modelada em função do clima (Meyer-Aurich, et. al, 2016) pelo que a reduzida precipitação em Portugal durante a primavera e o verão conciliada às elevadas temperaturas sentidas nesse intervalo temporal, conferem às técnicas de irrigação um estatuto crucial para que as necessidades hídricas das parcelas agrícolas possam ser atingidas (Bortolini, Maucieri, & Borin, 2018). Assim, parcelas agrícolas com um elevado IV durante os meses de verão e que representam culturas temporárias podem ser consideradas como irrigadas.

Na Figura 15 encontram-se representada uma composição de bandas visíveis de informação referentes a quatro aquisições de dados (inverno, primavera, verão, outono).

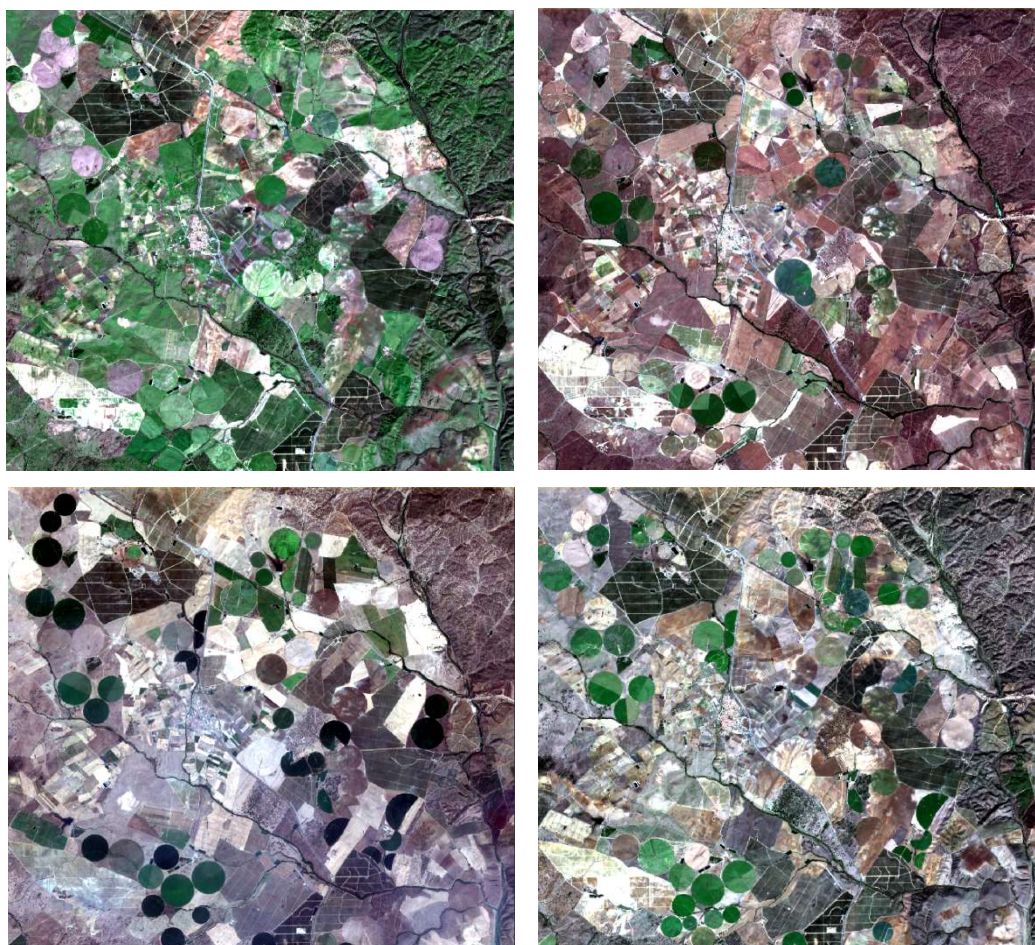
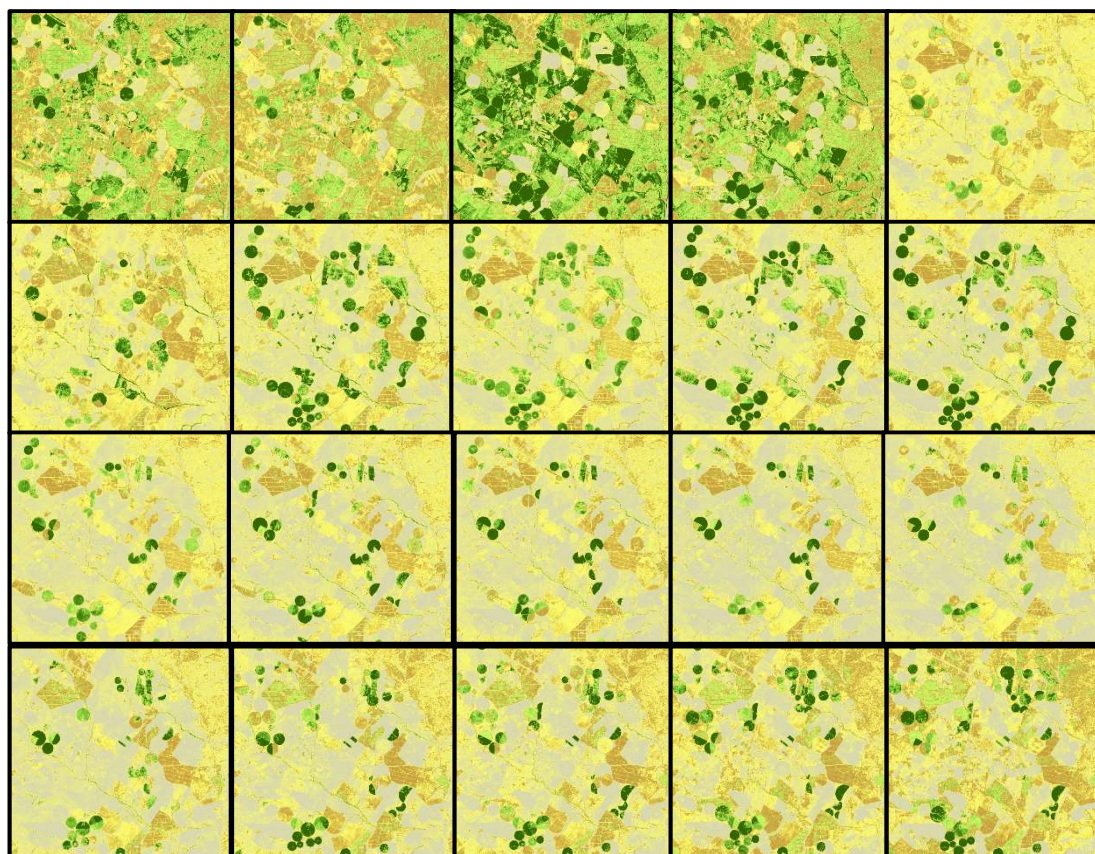


Figura 15 | Bandas visíveis de informação referentes a quatro aquisições de dados (inverno, primavera, verão, outono) por parte do satélite Sentinel-2A sobre a área de estudo no ano de 2017.

A observação de 4 aquisições de dados, distribuídas pelas 4 estações do ano (15/01/2017, 25/05/2017, 13/08/2017 e 21/11/2017), Figura 15, sem a aplicação de qualquer índice de vegetação e utilizando apenas as bandas visíveis de informação recolhidas pelo *Sentinel-2A* permite verificar a importância da irrigação nesta área. Nas imagens referentes à primavera (canto superior direito) e verão (canto inferior esquerdo), que na área de estudo se associam a precipitações mensais acumuladas inferiores a 20 mm, a coloração verde que se associa diretamente à existência de clorofila-a (Humphrey, 1980) e consequentemente à existência de vegetação apresenta uma distribuição espacial menor do que a verificada na imagem que se refere ao inverno, onde a precipitação mensal acumulada pode atingir valores que rondam os 100 mm.

No entanto, é possível investigar de forma mais quantitativa a variação espectral da vegetação num determinado período temporal através da utilização de um índice vegetação como o NDVI. Neste estudo, este conceito foi posto à prova tendo sido focadas, particularmente, as variações temporais do valor de NDVI em parcelas agrícolas distintas. A evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo entre janeiro e dezembro de 2017 encontra-se visíveis na Figura 16.



LEGENDA:

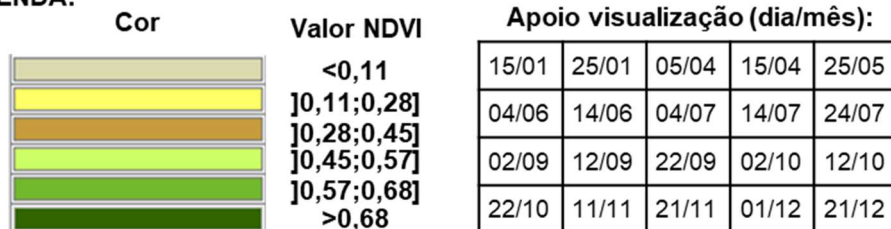


Figura 16 | Evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo entre janeiro e dezembro de 2017.

Segundo Kyratzis (2015), até à data de realização do seu estudo a maioria dos dados referentes às bandas do espectro necessárias para a aplicação do NDVI eram obtidos através da utilização de espectralímetro portáteis. No entanto, a utilização de IV aliada à detecção remota torna-se mais eficaz (Gandhi, et al., 2015; Kim et al., 2015). Segundo Berger (2018) o NDVI apresenta uma elevada correlação entre o crescimento de dada cultura numa parcela agrícola e a sua produtividade potenciando a detecção remota de identificação de áreas irrigadas (Lopresti et al., 2015).

A variação temporal do valor do índice de NDVI de três parcelas agrícolas distintas localizadas na área de estudo encontra-se representada na Figura 17.

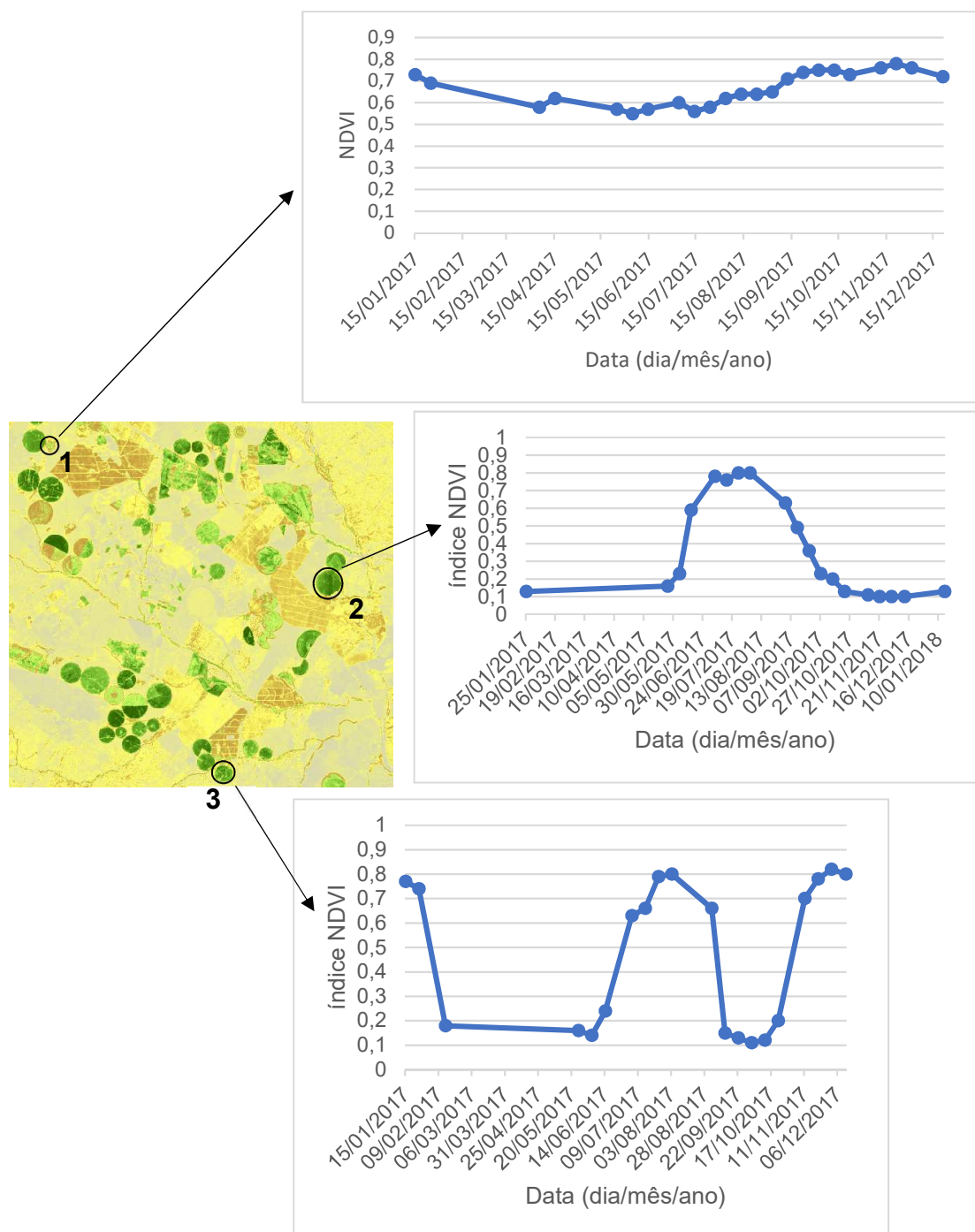


Figura 17 | Mapa do NDVI obtido através da aquisição de dados do Sentinel-2A de 24/07/2017 e análise temporal do valor do índice de NDVI para três parcelas agrícolas distintas.

Diversos autores têm vindo a referenciar o uso do índice de NDVI na monitorização da evolução da cobertura vegetal como um importante instrumento de gestão (Lan, et al., 2009; Yang, et al., 2011). Deste modo é então fundamental estabelecer um intervalo temporal que nos permita analisar as alterações nos valores de NDVI e que nos permita avaliar a cobertura vegetal (El-Shikha, et al., 2007). A Figura 17 reflete a análise temporal do valor do índice de NDVI para três parcelas agrícolas distintas. O início do ciclo vegetativo das culturas de irrigação é caracterizado por um baixo valor do NDVI com um aumento gradual ao longo do período de crescimento da planta e respetivo aumento da área foliar até atingir um máximo, fase de maturação, seguida de

uma fase de diminuição da atividade fotossintética a que corresponde a diminuição rápida do valor do NDVI, associada à fase de senescência (Feio, 2017). O ciclo de crescimento e decréscimo do NDVI é caracterizado pela sua duração, valor máximo, amplitude e outros parâmetros característicos da curva, os quais permitem determinar se ocorreu plantação de uma cultura agrícola em alguma altura do ano. Assim, torna-se evidente que os padrões apresentados por cada parcela traduzem diferentes tipos de culturas. Este resultado encontra-se de acordo com o estudo publicado por Bonthoux (2018). Segundo o mesmo autor os diferentes padrões de NDVI podem ser associados a diferentes tipos de culturas agrícolas (culturas temporárias, permanentes, solo não cultivado, etc.). A cultura localizada na zona inferior da área de estudo (parcela número 3) aparenta ser um caso de cultivo anual duplo, adicionalmente a evolução temporal de NDVI neste caso apresenta duas oscilações bastante semelhantes que podem ser justificadas com a utilização de apenas uma cultura (repetição da mesma espécie de cultivo). Segundo Toorminaee (2017), cerca de 60% dos agricultores que praticam este tipo de agricultura utilizam apenas uma cultura. O padrão dos valores de NDVI do gráfico central da Figura 17 (parcela número 2) apresenta o comportamento típico de uma cultura de verão (Mondal et al., 2014). Belgiu (2018) é ainda mais preciso associando este tipo de padrão de NDVI a culturas de milho e/ou girassol, Bortolini (2018) defende ainda que a irrigação deste tipo de culturas é geralmente crucial no seu processo produtivo.

4.1.5. Validação de resultados

De modo a proceder à validação dos resultados foram utilizados ortofotomapas de julho de 2017. O primeiro foi elaborado pela EDIA¹⁷, contém uma resolução espacial de 0,35m e foi captado (data dos voos) entre 4 e 6 de outubro. O segundo foi obtido através do *software Google Earth Pro*¹⁸ tendo sido elaborado através de uma captação única realizada a 5 de agosto, exibe uma resolução espacial de 0,65 m. Na Figura 18 encontra-se representada a secção do ortofotomapa e respetivo padrão de valores do índice NDVI da parcela 1 (identificada na Figura 17).

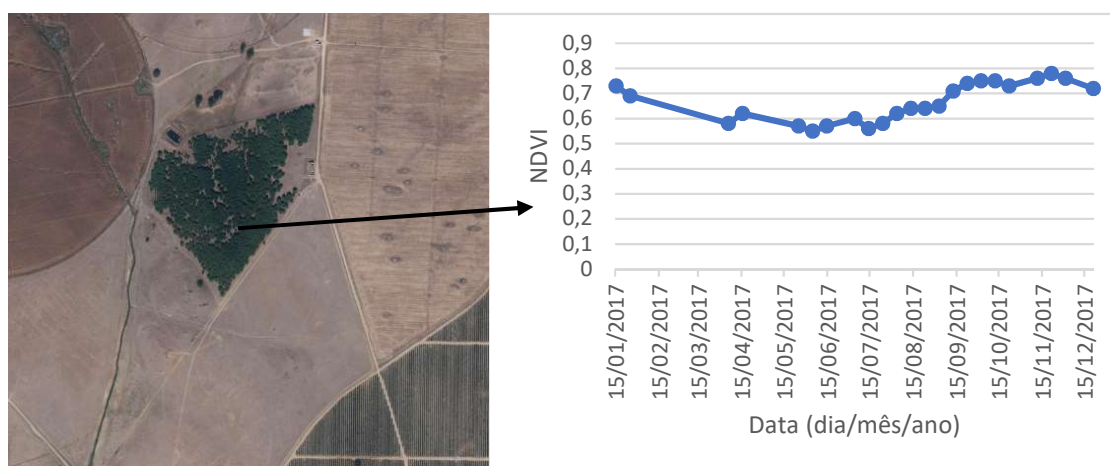


Figura 18 | Ortofotomapa e respetivo padrão de valores do índice NDVI sobre uma subsecção da área de estudo em 2017.

¹⁷ Origem e propriedade dos dados do ortofotomapa: EDIA, S.A. Consultar licença em: creativecommons.org

¹⁸ Ortofotomapas provenientes do *DigitalGlobe Quickbird (Google Earth Pro)*.

A parcela que se localiza no canto superior esquerdo da área de estudo (Figura 17) apresenta uma distribuição temporal de valores de NDVI que não sofre grande alteração em função do tempo. Segundo Maus (2016) este padrão de valores está associado à existência de uma floresta ou de pastagens permanentes com vegetação arbustiva. Esta afirmação encontra-se dentro dos parâmetros verificados na realização deste estudo sendo que a observação do ortofotomapa parcela em estudo permite confirmar a existência de uma vegetação arbustiva (Figura 18). Este exemplo prático permite ainda validar, neste caso de estudo, o funcionamento deste IV na identificação da cobertura vegetal de acordo com o potencial de funcionamento relatado por diversos autores (Belgiu & Csillik, 2018; Gandhi et al., 2015; Lopresti et al., 2015; Zhao, et al., 2016).

A Figura 19 apresenta os segmentos do ortofotomapa (Google Earth Pro) da parcela agrícola 2 (em cima) e 3 (em baixo) identificadas anteriormente.

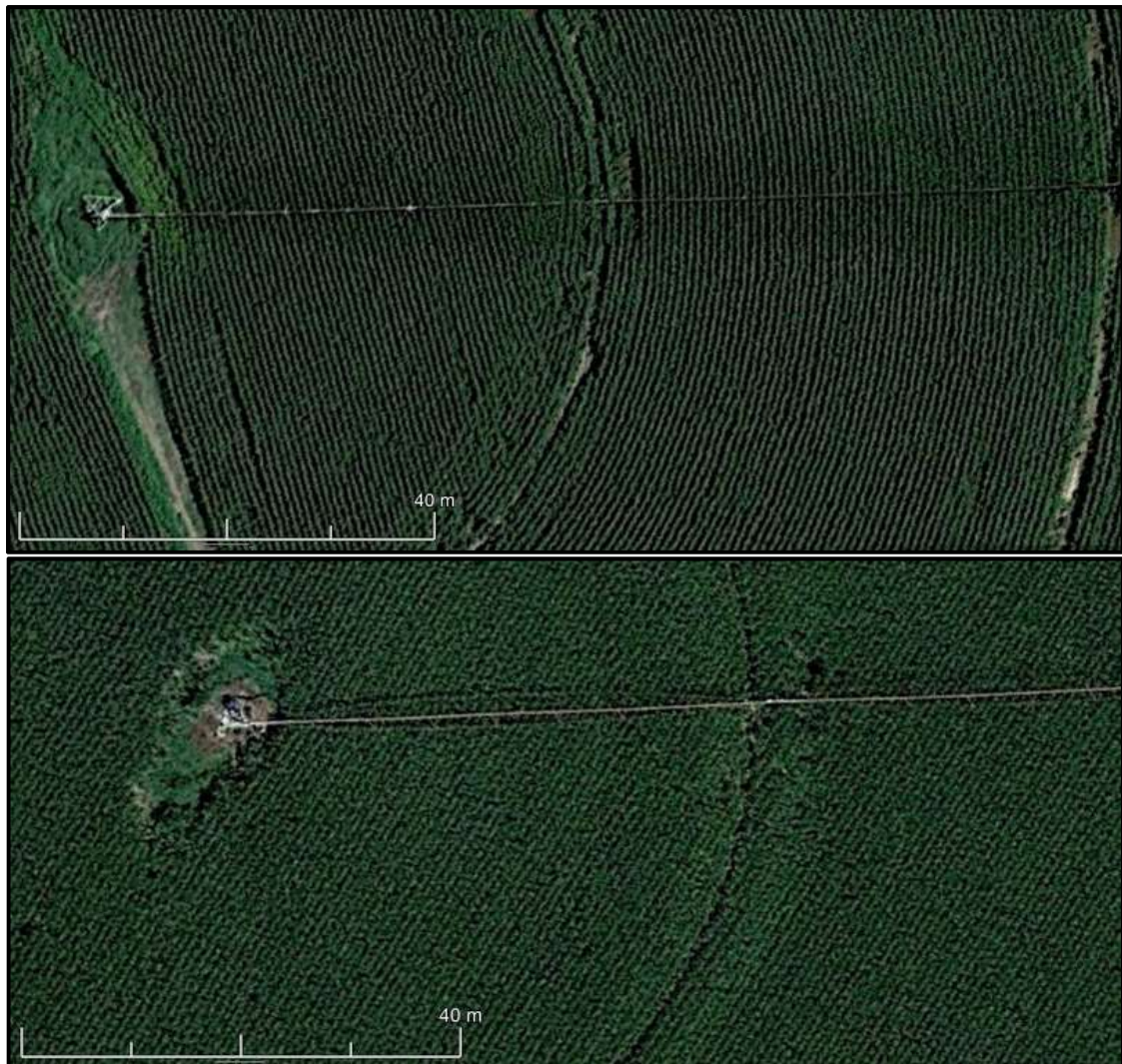


Figura 19 | Segmentos do ortofotomapa (Google Earth Pro) da parcela agrícola 2 (em cima) e 3 (em baixo).

Como referido anteriormente o principal conceito por detrás da realização deste estudo assenta no facto de que considerando as características climáticas da área de estudo (Meyer-Aurich, et.

al, 2016) as parcelas agrícolas com um elevado NDVI durante os meses de verão podem ser consideradas como irrigadas (Bortolini et al., 2018). A análise dos segmentos do ortofotomapa (Figura 19) das parcelas agrícolas 1 e 2 (definidas na Figura 17) permitem validar esta informação identificando ainda o sistema de rega que em ambos os casos é constituído por um pivot central de rega por aspersão.

4.1.6. Conclusões

Considerando a tipologia de utilizações não autorizadas considerada no desenvolvimento deste estudo¹⁹ a Tabela 17 resume o potencial de identificação de captações ilegais de água proveniente da aplicação desta metodologia.

Tabela 17 | Detecção de áreas irrigadas na identificação de diferentes tipologias de uso não autorizado de água.

Metodologia	Tipologia de uso não autorizado	Identificação
Detecção de áreas irrigadas	Utilizações de recursos hídricos sem título de utilização legalmente requerido	✓
	Utilização de uma área de irrigação superior à autorizada no respetivo título de utilização	✓
	Utilizações de um volume de água superior ao autorizado no respetivo título de utilização	X
	Detecção de falsas declarações por parte do agricultor	X

Uma primeira abordagem que consiga identificar a existência de áreas irrigadas permitirá, com o auxílio de alguma informação adicional (ortofotomapas digitais), identificar utilizações não autorizadas. A primeira deteção de incumprimentos legais que se pode estabelecer através desta abordagem está então relacionada com as utilizações de água por agricultores que não possuem um título legal de irrigação. Para que esta identificação seja então realizada é necessária a informação auxiliar (a conferir pela entidade gestora de recursos hídricos) que permita identificar todos os títulos de captação de água existentes na área de estudo e a sua localização. O cruzamento desses títulos com as áreas irrigadas definidas de acordo com os dados de OT permitem identificar áreas onde não existe qualquer título legal de utilização de água e no entanto a técnica de regadio é efetuada. Adicionalmente, se a área de solo para irrigação que cada agricultor pode ocupar for também conhecida existe também a possibilidade de verificar se a área de irrigação autorizada no respetivo título de utilização não é ultrapassada.

Por outro lado, e apesar de ter sido obtido um conjunto de imagens de satélite que abrange o ciclo fenológico das culturas, possibilitando o estudo da variação do valor de NDVI ao longo desse ciclo, o mapeamento de culturas recorrendo a essa resposta espectral é bastante limitado pelo que diferentes práticas agrícolas, tipos de solo ou mesmo a similaridade de padrões entre culturas podem comprometer estes resultados dificultando a deteção de falsas declarações por parte do agricultor através desta metodologia. Adicionalmente e considerando essa limitação no

¹⁹ Consultar subcapítulo “2.5.1 Tipologia de utilizações não autorizadas”.

mapeamento de culturas, torna-se também numa tarefa árdua a estimativa de volumes de água captados ilegalmente.

Por fim e considerando o potencial de utilização administrativo (governamental e empresarial) aplicação desta metodologia é fundamental proceder à sua validação. Sendo que um dos problemas mais preponderantes é a possibilidade e/ou disponibilidade de recolher informações *in-situ* e considerando uma abordagem o mais relacionada possível com a deteção remota de captações ilegais, a utilização de ortofotomapas digitais torna-se fundamental. A elevada resolução espacial que apresentam permite a validação deste tipo de metodologia sendo que por vezes, como no presente caso de estudo, possibilita ainda a identificação do sistema de rega utilizado na irrigação de determinada parcela agrícola.

5. Detenção de Áreas Irrigadas e Mapeamento de Culturas

5.1. Caso de estudo 2: Sevilha, Espanha

Na Tabela 18 encontram-se evidenciadas as principais características do caso de estudo 2.

Tabela 18 | Principais características do Caso de Estudo de Sevilha, Espanha

CASO DE ESTUDO	ESTUDO PILOTO - ÉVORA, PORTUGAL
Localização	Área agrícola que circunda os municípios de <i>Lebrija</i> e <i>Isla mayor</i> que se situam na província de Sevilha, comunidade autónoma da Andaluzia, Espanha
Área do estudo	27 500 ha
Setor de Estudo	Utilização de água na agricultura
Objetivo Principal	Mapeamento de culturas
Dados de OT	Serie multi-temporal de dados óticos, <i>Sentinel-2 (Copernicus)</i> ;
Dados Adicionais	Polígonos que permitam a classificação das culturas existentes na área de estudo (<i>training data</i>). ²⁰ Ortofotomapas de 2017 - <i>DigitalGlobe Quickbird (Google Earth Pro)</i>
Período de Detecção	Entre janeiro e dezembro de 2017
Metodologia	Classificação das parcelas agrícolas através do algoritmo <i>Random Forest Classification</i> . Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e integração dos 2 modelos de análise.
Principais Stakeholders	<i>Confederación Hidrográfica del Guadalquivir</i>
Reprodutibilidade do Modelo	Elevada em países mediterrâneos (regiões semiáridas)

5.1.1. Caracterização Geral

A área de estudo localiza-se na bacia hidrográfica do rio Guadalquivir que abrange uma superfície total de 57 439km². O canal principal tem um comprimento de 680 km sendo o seu caudal médio de 680 m³ s⁻¹ (Ramos-Merchante & Prenda, 2018). A rede fluvial, que apresenta cerca de 80 afluentes, estende-se por mais de 10 578 km (Confederación hidrográfica del Guadalquivir, 2013; Navarro et al., 2012). A área de estudo localiza-se entre os municípios de *Lebrija* e *Isla mayor* na província de Sevilha circunscrevendo uma área de estudo de 27 500 hectares. Encontra-se delimitada pelos paralelos 36°54'12" N e 37°13'31" N e pelos meridianos 5°50'33" W e 6°13'12" W (Figura 20).

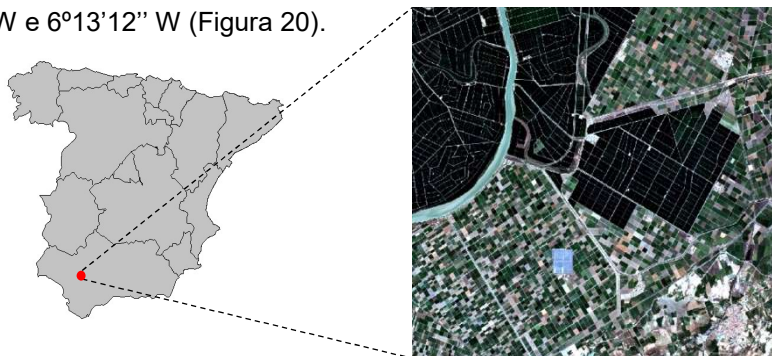


Figura 20 | Localização de Lebrija em Espanha Continental e respetiva área de estudo.

²⁰ Dados (*training data*) obtidos através de comunicação pessoal com a ESA. Consultar Anexo I

Segundo Ramos-Merchante (2018) a situação geográfica e a orografia traduzem-se num território com um clima tipicamente mediterrâneo, com verões quentes e secos e Invernos pouco chuvosos e frios. A temperatura média anual é de 16,8 °C mas a média das mínimas do mês mais frio é de 5,7°C (janeiro) e a média das máximas do mês mais quente, registada em agosto, ronda os 36,2°C. A precipitação média anual acumulada é de 557 mm sendo que no verão e na primavera as precipitações são praticamente nulas (García-Barrón, Morales, & Sousa, 2013).

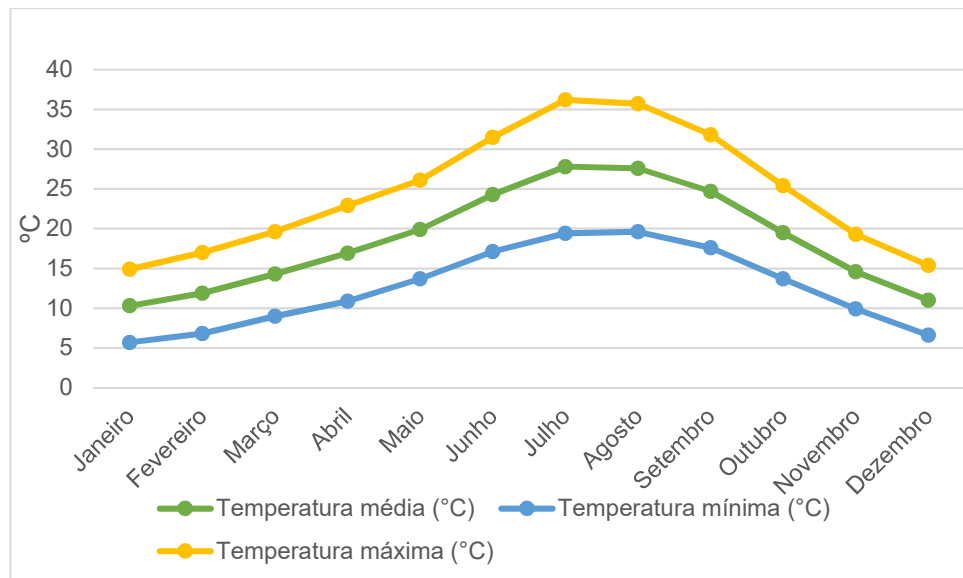


Figura 21 | Temperaturas máximas, médias e mínimas mensais em Sevilha. Adaptado de (AEMET, 2018)²¹.

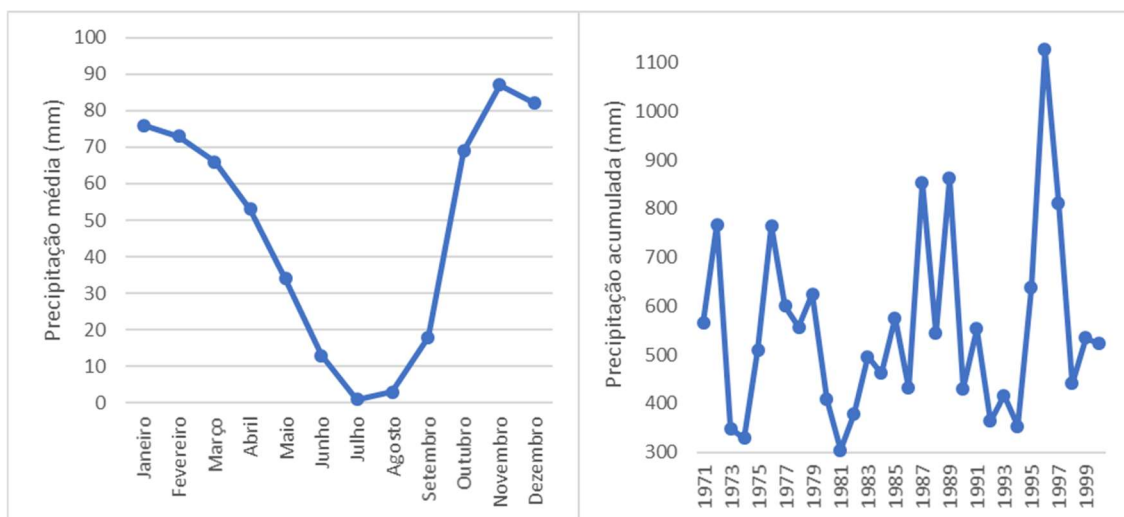


Figura 22 | Precipitação média mensal em Sevilha e precipitação média anual acumulada entre 1971 e 2000. Adaptado de (AEMET, 2018).

²¹ Para mais informação consultar: aemet.es

A semelhança do caso de estudo do capítulo 3.3.1 O clima semiárido, típico dos países mediterrâneos (Khan et al., 2016) e o panorama agrícola do país realçam as principais dificuldades de gestão dos recursos hídricos que foram preponderantes na seleção deste caso de estudo. As principais incluem:

- Variabilidade interanual e intra-anual da precipitação, escassez sazonal de precipitação e elevadas temperaturas registadas, principalmente nos meses de verão (dificuldades mencionadas no caso de estudo 1).
- A atividade agrícola estende-se ao longo de praticamente toda a bacia hidrográfica potenciando uma maior diversificação de culturas (Dumont, Salmoral, & Llamas, 2013). Esta característica é essencial na definição das culturas existentes na área de estudo (*training data*) e fornece um *input* de informação robusto para o funcionamento do modelo.

5.1.2. Dados/Informação utilizada

O principal objetivo deste caso de estudo é a utilização de dados óticos de OT na caracterização da cultura existente, em determinada parcela agrícola, de modo a detetar remotamente tipologias de utilizações não autorizadas de água inacessíveis através da metodologia aplicada no caso de estudo anterior. Neste sentido foram utilizados os dados multiespectrais obtidos através do programa *Copernicus* referentes à missão *Sentinel-2*. À semelhança do caso de estudo anterior a área de estudo é coberta por duas orbitas distintas (37 e 137), no entanto foram apenas selecionados os dados capturados durante a realização da orbita número 137. Durante o ano de 2017, e considerando a orbita selecionada, o satélite realizou 37 aquisições únicas de dados, com uma resolução temporal de 10 dias. Das 37 aquisições, 19 foram realizadas com uma percentagem de cobertura de nuvens nula (<10%), tendo sido selecionadas como fonte de informação para a realização do presente estudo, Tabela 19.

Tabela 19 | Disponibilidade de dados em 2017 relativos à área de estudo face à cobertura de nuvens.

Referência Satélite		S2A_MSIL1C_R037			
Data de aquisição	Disponibilidade	Data de aquisição	Disponibilidade	Data de aquisição	Disponibilidade
02/01/2017	✓	02/05/2017	✓	30/08/2017	X
12/01/2017	✓	12/05/2017	X	09/09/2017	X
22/01/2017	X	22/05/2017	✓	19/09/2017	✓
01/02/2017	X	01/06/2017	✓	29/09/2017	✓
11/02/2017	X	11/06/2017	✓	09/10/2017	✓
21/02/2017	X	21/06/2017	✓	19/10/2017	X
03/03/2017	X	01/07/2017	✓	29/10/2017	✓
13/03/2017	X	11/07/2017	X	08/11/2017	✓
23/03/2017	X	21/07/2017	✓	18/11/2017	✓
02/04/2017	X	31/07/2017	✓	28/11/2017	X
12/04/2017	✓	10/08/2017	X	08/12/2017	✓
22/04/2017	X	20/08/2017	✓	18/12/2017	X
				28/12/2017	X

Segundo Liu A utilização de *training data* coesa e precisa é fundamental no funcionamento deste algoritmo (Liu et al., 2017). Gregorutti (2017) defende ainda que a aplicação do algoritmo em situações reais requer que a seleção do subconjunto de variáveis a utilizar (*training data*) seja o mais estável e exata possível. No presente caso de estudo, e ultimando uma precisão elevada da aplicação do algoritmo, o referido conjunto de dados foi obtido através da ESA sendo composto por 11 variáveis²² representantes dos diferentes usos/cobertura do solo da região entre eles 8 culturas agrícolas (algodão, arroz, beterraba, girassol, luzerna, milho, tomate e trigo). Adicionalmente, cada variável é composta por vários pontos de amostragem (entre 5 e 7) definidos por polígonos de modo a garantir que se localizam em parcelas agrícolas diferentes. A Tabela 20 evidencia o número de amostras constituintes das variáveis de informação de base.

Tabela 20 - Informação de base utilizada na parametrização do algoritmo e número de polígonos (parcelas agrícolas) constituintes.

Informação de base (<i>training data</i>)	Número de amostras (polígonos)
Tomate	7
Luzerna	5
Milho	7
Algodão	7
Arroz	7
Beterraba sacarina	7
Girassol	7
Trigo	7
Solo não cultivado	6
Edificado	7
Água	7

5.1.3. Metodologia

Em 2017, no contexto espanhol, a cobertura de nuvens não foi um forte fator limitante. Existem 19 aquisições únicas de dados multiespectrais livres de nuvens, o suficiente proceder à aplicação do algoritmo de modo a classificar as principais culturas da área de estudo.

O processo metodológico a utilizar será baseado na aplicação do algoritmo de classificação *Random Forest* (RF). Através de um conjunto de dados fornecido pela ESA serão definidos diferentes tipos de uso/cobertura do solo podendo destacar-se 8 culturas (algodão, arroz, beterraba, girassol, luzerna, milho, tomate e trigo), água, solo não cultivado e zonas edificadas. Estes polígonos (*shapefiles*) serão utilizados como informação de base (*training data*) na aplicação do modelo que irá produzir uma sequência de cruzamentos sucessivos de informação responsável pela comparação de cada píxel individualmente com essa informação de base (Gislason, Benediktsson, & Sveinsson, 2006), recorrendo à utilização de todas as bandas

²² A distribuição geográfica, na área de estudo, do número de amostras constituintes das variáveis de informação de base encontra-se representada no Anexo V.

espectrais recolhidas pelo *Sentinel-2A*. Este processo é repetido diversas vezes utilizando diferentes combinações de informações (diferentes árvores), neste caso foram selecionadas 500 árvores valor associado a uma maior precisão do modelo por Liu (2017). Subsequentemente e após serem classificadas as parcelas agrícolas da área de estudo será integrada a metodologia do caso de estudo 1 de modo a estudar a evolução temporal dos índices de NDVI perante a existência de diferentes culturas e o potencial de complementaridade dos dois modelos na criação de uma metodologia mais robusta. Paralelamente será validada a informação obtida através de ortofotomapas fornecidos pelo *DigitalGlobe Quickbird (software Google Earth Pro)*. Por fim será identificado o potencial desta abordagem na identificação de captações não autorizadas de água sendo. A metodologia de aplicação do RF encontra-se descrita na Figura 23 (no Anexo III encontra-se informação mais detalhada).

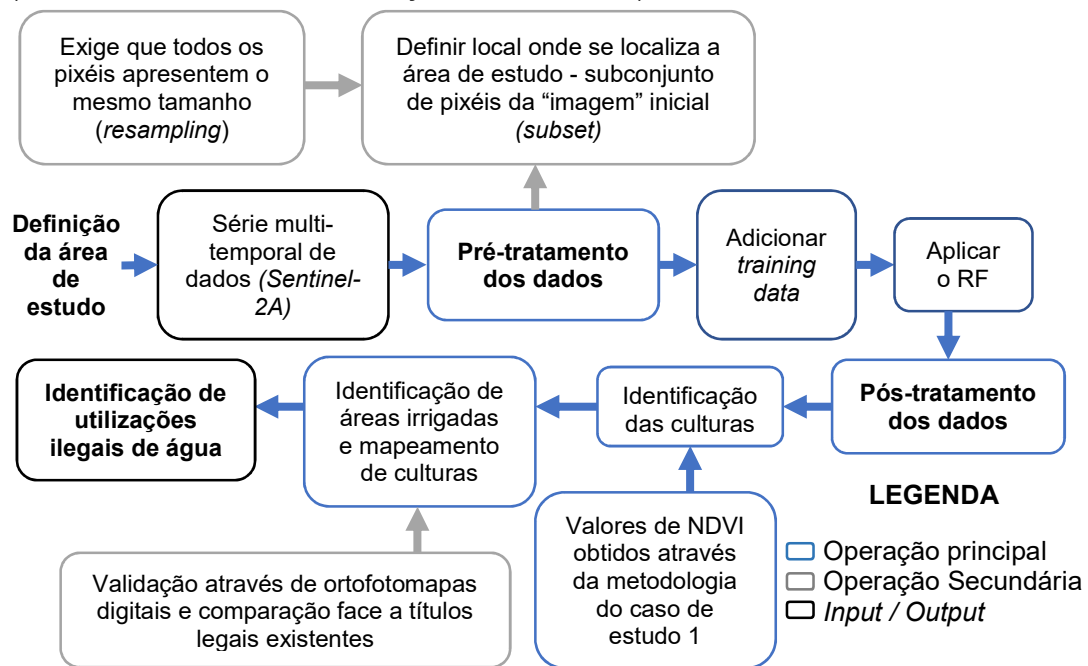


Figura 23 | Metodologia de aplicação do RF para a serie temporal de dados através do software SNAP.

5.1.4. Resultados e discussão

Inicialmente procedeu-se a uma seriação de aplicações do algoritmo considerando variações nas informação de base e nos parâmetros de classificação. Estas variações tinham como objetivo a compreensão prática do funcionamento do algoritmo e a sua calibração face ao caso de estudo. Segundo Liu (2017) a utilização de *training data* coesa e precisa é fundamental no funcionamento deste algoritmo. O mesmo autor defende ainda que o número de árvores (diferentes ramos de combinações do algoritmo) se deve situar entre 200 e 500. Adicionalmente Akar (2012) defende que a utilização deste algoritmo deve considerar uma elevada diversificação de culturas sendo que essa diversidade afeta diretamente a precisão do modelo. Estes valores vão de acordo com os resultados obtidos sendo que o valor de precisão mais elevado foi alcançado através da seleção de 500 árvores e da utilização da informação de base completa. A Tabela 21 reflete a variação da precisão global do modelo em função da *training data* e dos número de árvores considerado.

Tabela 21 | Variação da precisão global do modelo em função da training data e do número de árvores.

Informação de Base (training data)	Número de árvores	Precisão global do modelo (%)
8 culturas	100	54,25
	300	68,45
	500	73,82
8 culturas + Solo não cultivado + Água + Edificado	100	81,95
	300	86,02
	500	87,37

Em termos de precisão global é evidente que este tipo de algoritmos apresenta um elevado potencial. Não obstante, esta precisão (Tabela 21) é calculada estatisticamente através da semelhança entre as refletâncias de determinado píxel e as informações de base (neste caso foram utilizadas as 13 bandas espectrais do Sentinel-2A) podendo gerar conflitos entre culturas que possam apresentar características semelhantes (Feio, 2017). A Figura 24 reflete a classificação geral obtida através da aplicação do RF na área de estudo.

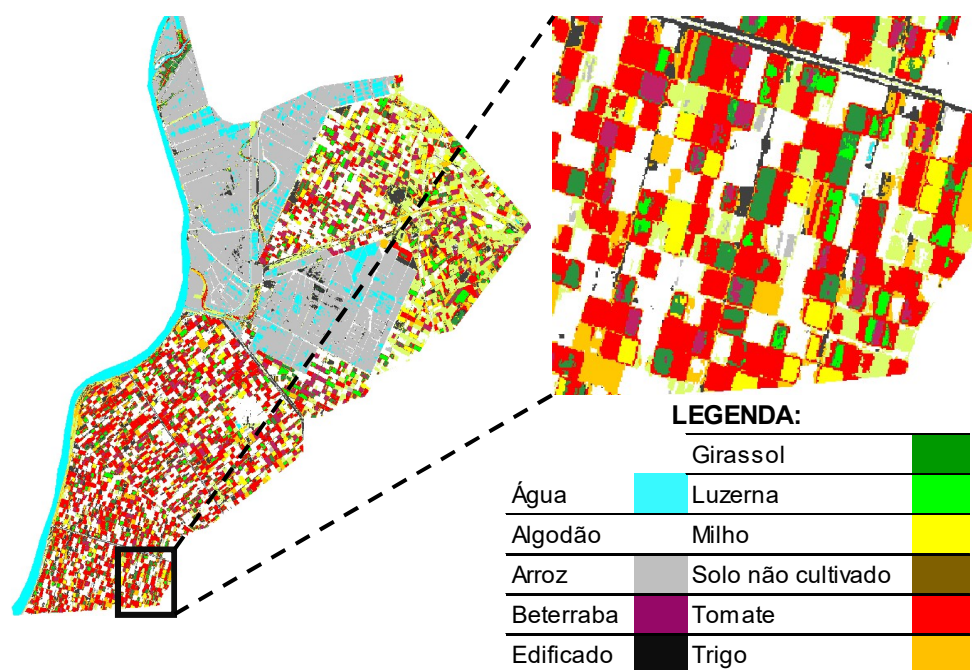


Figura 24 | Aplicação do RF na área de estudo e ampliação da subsecção selecionada.

Numa primeira análise o modelo parece ter sido aplicado com sucesso. Na Figura 24, o canal do rio Guadalquivir parece bem delineado e não apresenta perturbações, as estradas e edifícios podem ser facilmente visualizadas e identificadas e as parcelas agrícolas apresentam limites concisos. Em termos de percentagem de área total ocupada (Tabela 22), e apesar de ser considerada apenas uma área agrícola de 27 500 há, os valores parecem enquadrar-se no padrão produtivo do país. O arroz, 26% da área total considerada, foi classificado nos *Census* agrícolas de 2009 como a cultura que ocupava a maior percentagem de solos irrigados no país. O algodão (20,8%), apesar de pouco produzido na UE, cerca de 1% da produção mundial (European Commission, 2018), é amplamente produzido na região da Andaluzia constituindo

20% da produção total da UE. O tomate (15,6%) é uma das principais produções agrícolas do país ascendendo aos 4 milhões de toneladas anuais (Capobianco-Uriarte, et al., 2017). A percentagem ocupada pelas variáveis na área de estudo encontra-se refletida na Tabela 22.

Tabela 22 | Percentagem de área total ocupada pelas variáveis na área considerada.

Variáveis consideradas	Área total (%)
Arroz	26,0
Algodão	20,8
Tomate	15,6
Solo não cultivado	11,8
Água	5,2
Trigo	4,4
Girassol	4,3
Beterraba sacarina	3,9
Edificado	3,3
Milho	2,5
Luzerna	2,4

Uma das questões mais preeminentes na análise dos resultados deste tipo de algoritmos é a sua instabilidade (Nogueira, Sechidis, & Brown, 2018). Perturbações na informação de base estão diretamente relacionadas com a precisão do modelo pelo que devem ser eliminadas. No entanto, segundo Gregorutti (2017) estas perturbações são uma consequência inevitável da complexidade dos dados de elevada resolução espacial que pode ser mitigada através da análise crítica dos resultados. Assim, de acordo com as afirmações referidas pelos autores anteriores e com o objetivo validar as classificações efetuadas pelo modelo foram identificadas parcelas suspeitas que necessitam de controlo por poderem corresponder a culturas classificadas de modo errado, que podem ser visualizadas na Figura 25.

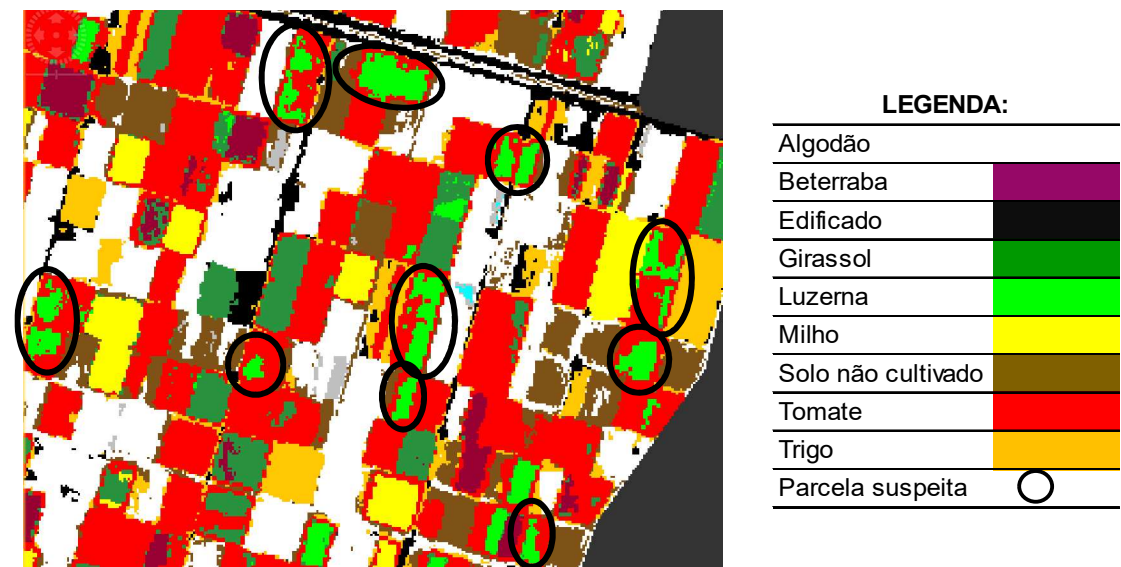


Figura 25 | Parcelas suspeitas de tomate.

Uma primeira observação permite aferir que algumas parcelas de luzerna e tomate aparentam exibir um conflito de classificações. Este conflito pode ser originado por diversos fatores. Em primeiro lugar, quando as variáveis apresentam valores semelhantes ou relacionados a classificação pode refletir alguma instabilidade (Gregorutti et al., 2017). A luzerna é umas das leguminosas perenes mais utilizadas no mediterrâneo podendo ser utilizada em *extreme*, 18-25 kg/ha, ou consociada com outras espécies perenes, 4-12 kg/ha (Freixial & Barros, 2012). O tomate, apesar de cultivado como anual, é uma planta herbácea perene de porte arbustivo (Capobianco-Uriarte et al., 2017) e segundo Silva (2010) a sua produção tem vindo a ser associada à utilização de coberturas vivas de solo de leguminosas e gramíneas (como a luzerna) face à tradicional utilização do solo sem cobertura. Assim, a utilização simultânea destas culturas poderá justificar a aparente instabilidade de classificação.

A Figura 26 traduz a variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 5 parcelas agrícolas de luzerna utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

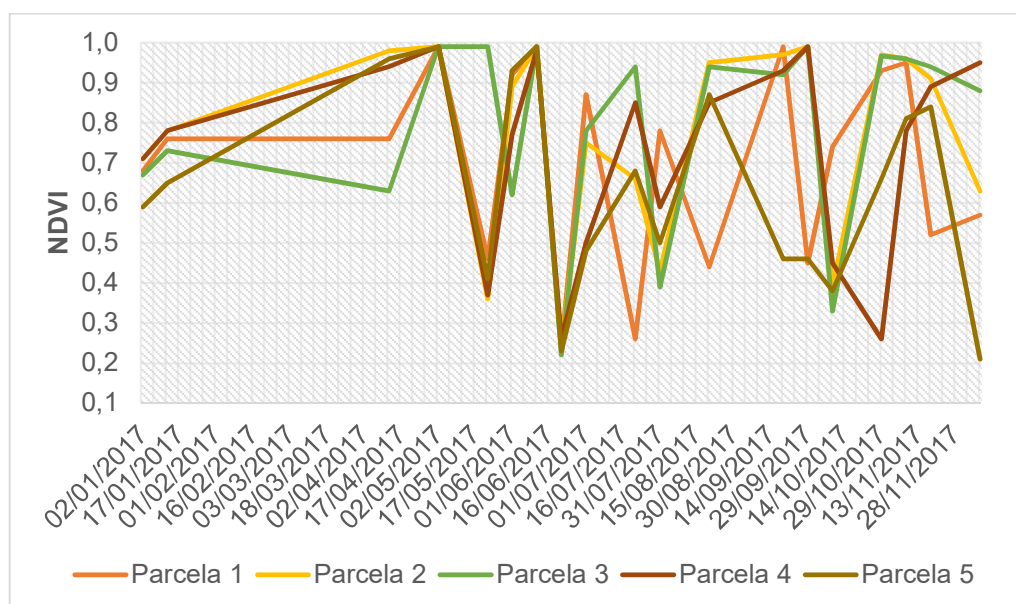


Figura 26 | Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 5 parcelas agrícolas de luzerna utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

A luzerna, em condições de produção otimizadas pode ser associada a situações de exploração da forragem com mais do que um corte anual estabelecendo-se esse número entre os 6 e 8 cortes (Fontaneli, Serena, & Santos, 1996). Considerando as 19 aquisições de informação (*Sentinel-2A*) referentes à área de estudo no ano de 2017 e a consequente variação multi-temporal do NDVI sobre as 5 parcelas agrícolas de luzerna utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF (Figura 26) e partindo do pressuposto de que oscilações acentuadas no valor de NDVI representam um corte da forragem foram registados 7 cortes na parcela 1, 5 cortes na parcela 3 e 4 cortes nas restantes parcelas (2, 4 e 5) valores que se encontram de acordo com a afirmação de Fontaneli (1996). Segundo Millar (2015) os dados base das variáveis a considerar devem apresentar a capacidade inquestionável de caracterizar a

classe que pretendem parametrizar sendo que o nível de oscilações e a variabilidade entre parcelas que se verifica na Figura 26 pode comprometer a eficiência deste conjunto de informação.

A Figura 27 demonstra a variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de tomate utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

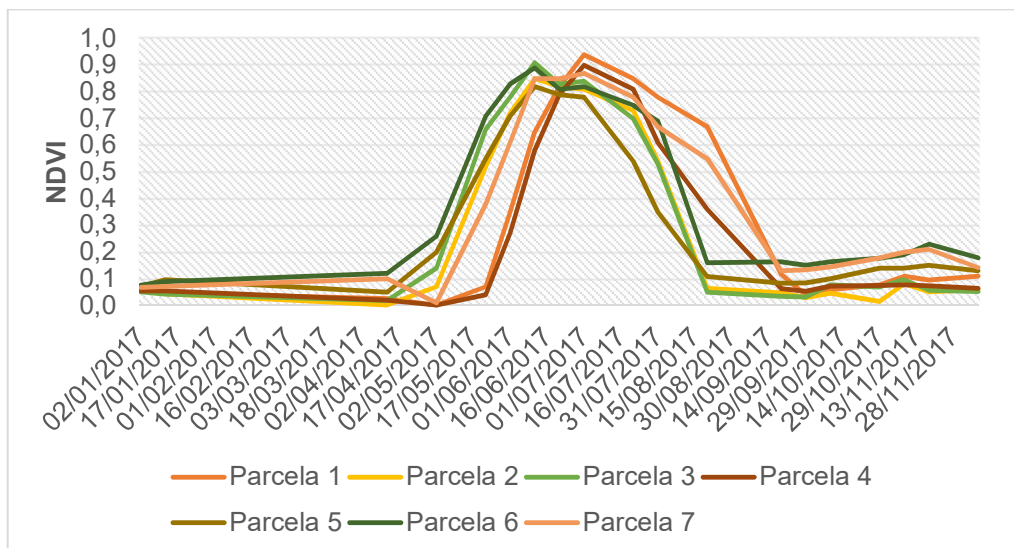


Figura 27 | Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de tomate utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

Segundo Gregorutti (2017) a aplicação do algoritmo em situações reais requer que a seleção do subconjunto de variáveis a utilizar (training data) seja o mais estável e exata possível. Assim, as oscilações temporais do valor do índice de NDVI das parcelas representantes de luzerna, Figura 26, podem influenciar a classificação entre esta cultura e a cultura de tomate. Por outro lado, o tomate é uma planta perene, de porte arbustivo, que se cultiva como anual (Beijinha, 2004) pelo que a sua variação temporal de NDVI estabelece um padrão estável e bem definido.

Assim, a comparação entre a variação temporal do valor do índice de NDVI das parcelas suspeitas poderá apresentar-se como útil na clarificação da origem desta perturbação. A Figura 28 traduz a variação temporal do valor do índice de NDVI sobre 4 parcelas agrícolas de tomate suspeitas.

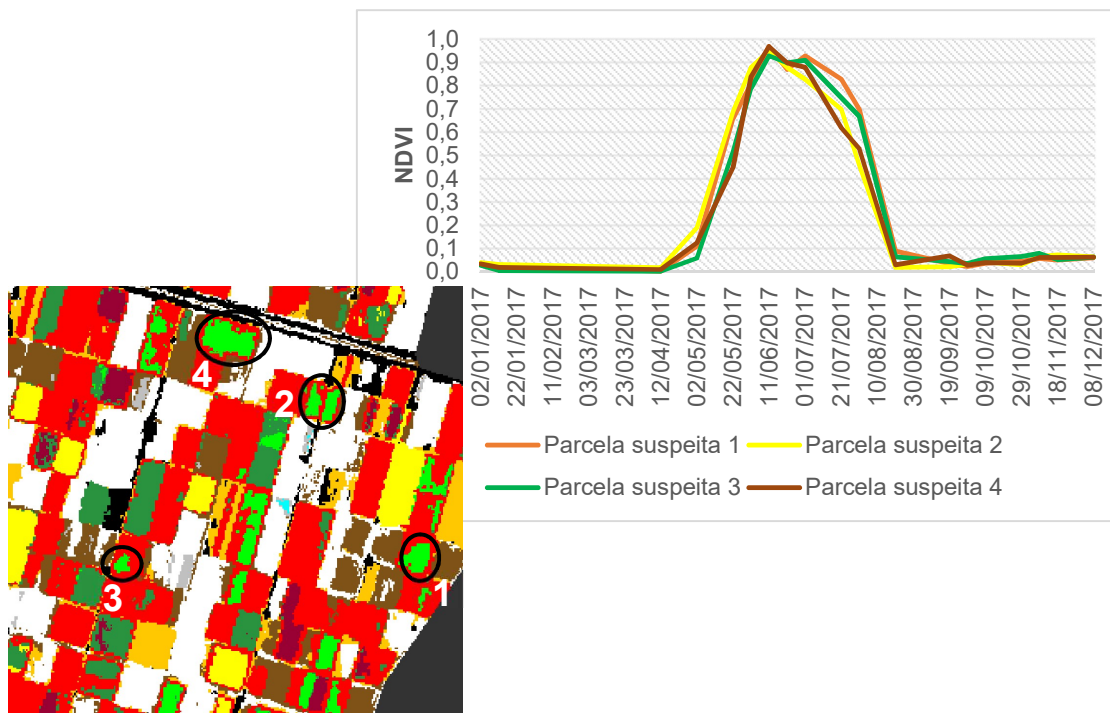


Figura 28 | Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre 4 parcelas agrícolas de tomate suspeitas.

Na Figura 28 é possível observar a variação temporal de NDVI de 4 parcelas suspeitas escolhidas aleatoriamente (face as parcelas identificadas na Figura 25) para a cultura de tomate. Uma breve visualização das parcelas consideradas permite verificar que possivelmente nenhuma dessas zonas terá luzerna.

Na Figura 29 é possível visualizar a variação temporal do índice de NDVI das 4 parcelas suspeitas de tomate e variação temporal do índice de NDVI da cultura de tomate e respetivo desvio padrão (média *training data*).

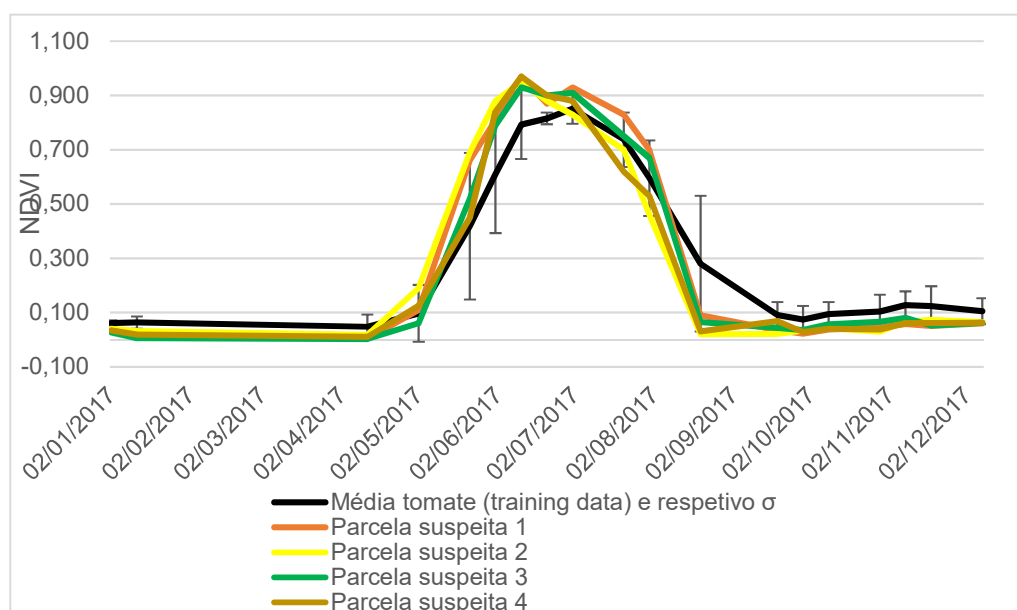


Figura 29 | Variação temporal do índice de NDVI das 4 parcelas suspeitas de tomate e variação temporal do índice de NDVI da cultura de tomate e respetivo desvio padrão (média *training data*).

Por outro lado, a evolução temporal dos valores de NDVI dessas parcelas apresentam uma similaridade elevada face aos valores das parcelas de tomate utilizadas como informação de base. Essa similaridade torna-se ainda mais relevante ao observar a Figura 29 que permite comparar a evolução temporal do valor de NDVI das 4 parcelas suspeitas face à evolução temporal do valor médio de NDVI calculado recorrendo às 7 parcelas agrícolas que compõem a informação de base fornecida pela ESA o que indica que possivelmente todas as parcelas serão representativas desta cultura (tomate).

Adicionalmente, e apesar de apresentar uma frequência espacial mais reduzida pode ser observado outro conflito de classificações. Este conflito ocorre entre as culturas de girassol e de beterraba sacarina como demonstra a Figura 30.

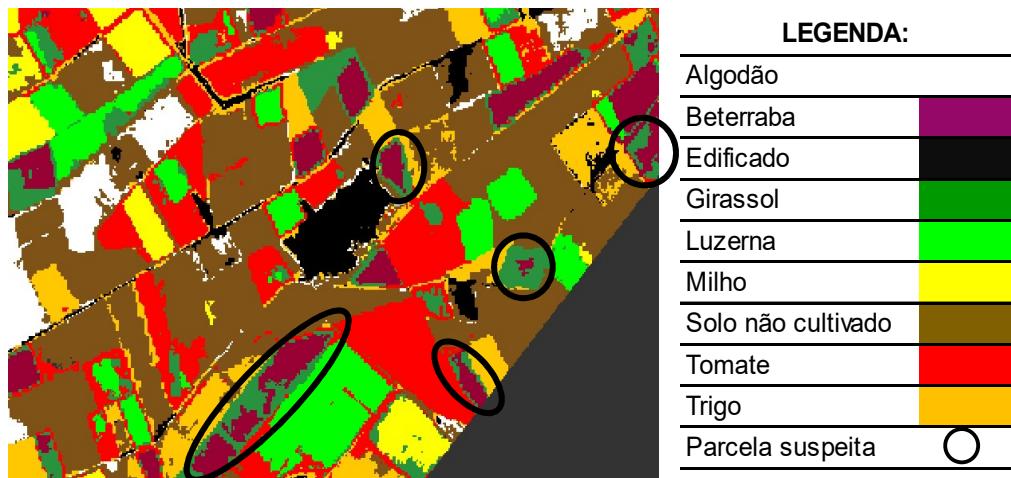


Figura 30 | Parcelas suspeitas de beterraba sacarina.

Na Figura 31 é possível verificar a variação temporal do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de girassol (esquerda) e beterraba sacarina (direita) utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

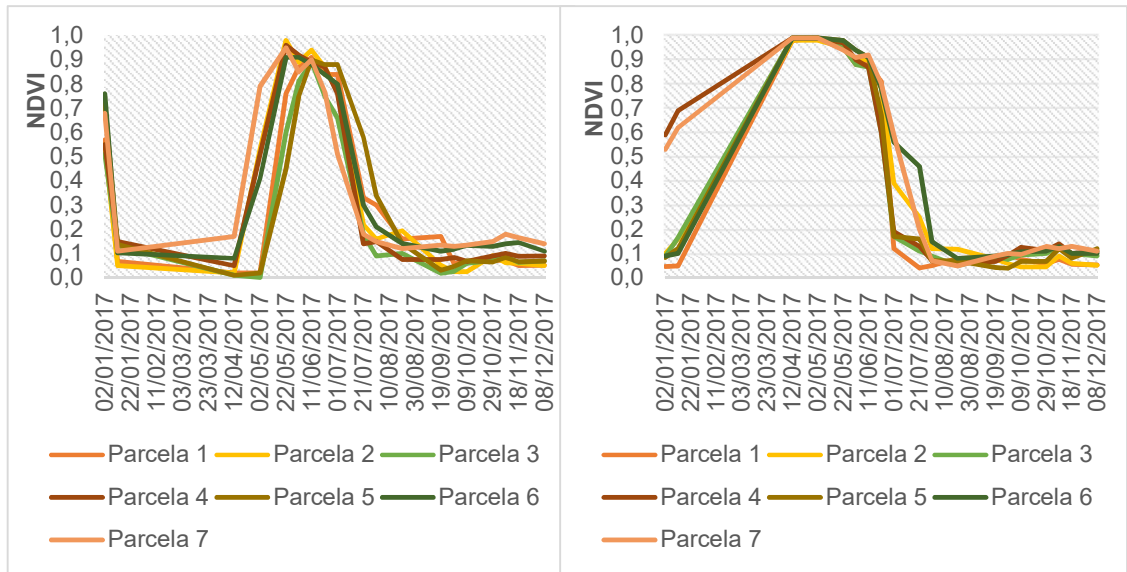


Figura 31 - Variação temporal do índice de NDVI sobre as 7 parcelas agrícolas de girassol (esquerda) e beterraba sacarina (direita) utilizadas como informação de base na aplicação do algoritmo RF.

Segundo Tipewa (2017) o girassol é uma cultura de grande potencial por permitir cultivos tanto no verão como no outono/inverno. Esta informação encontra-se de acordo com os resultados de variação temporal do valor do índice de NDVI obtidos sobre as parcelas de girassol sendo que é possível verificar que no início de 2017 os valores de NDVI se situavam entre os 0,7 e os 0,8 valores típicos para a existência de uma cultura de inverno. Adicionalmente entre maio e agosto pode ser verificada outra oscilação acentuada dos valores de NDVI (típico de uma cultura de verão). Apesar de se poder apresentar como bianual, a beterraba sacarina produzida no mediterrâneo é normalmente utilizada como uma cultura anual (Fabeiro, et al., 2003) estando a sua colheita associada ao verão. Adicionalmente, a nível estrutural podem também ser encontradas semelhanças entre o girassol e a beterraba. Segundo Tipewa (2017) ambas as espécies são dicotiledóneas, sendo que as suas folhas apresentam características semelhantes. Assim e como referido anteriormente variáveis que apresentem características semelhantes ou relacionadas pode causar alguma instabilidade na classificação (Gregorutti et al., 2017) justificando esta instabilidade.

Na Figura 32 é possível observar a variação temporal de NDVI de 4 parcelas suspeitas escolhidas aleatoriamente (face as parcelas identificadas na Figura 30) para a cultura de beterraba sacarina.

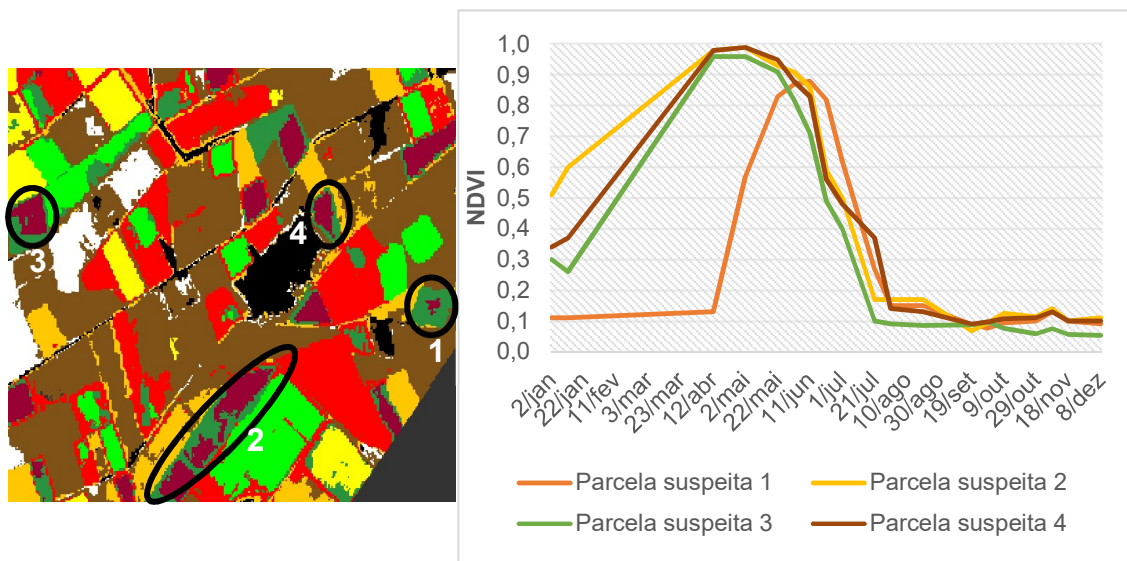


Figura 32 | Variação temporal do valor do índice de NDVI sobre 4 parcelas agrícolas de beterraba suspeitas

Uma breve visualização das parcelas consideradas permite verificar que o padrão apresentado pelas colheitas 2, 3 e 4 difere do padrão apresentado pela parcela suspeita 1 o que indica que possivelmente se referem a culturas diferentes. Consequentemente procedeu-se à comparação da variação temporal do valor do índice de NDVI das parcelas suspeitas indicadas face à média da variação temporal de NDVI das diferentes culturas utilizadas na parametrização do algoritmo RF de modo a analisar uma potencial similaridade. Neste contexto, através da Figura 33 é possível visualizar a variação temporal do índice de NDVI da parcela suspeita 1 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de girassol.

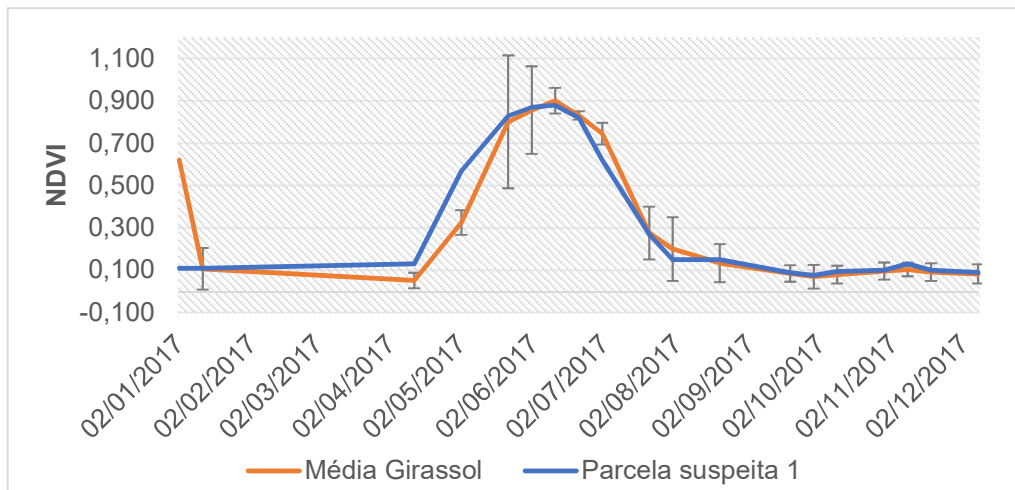


Figura 33 | Variação temporal do índice de NDVI da parcela suspeita 1 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de girassol e respetivo desvio padrão (média training data).

Na Figura 33 torna-se evidente que o padrão vegetativo representado pelo índice de NDVI da parcela suspeita 1 se aproxima bastante do de girassol o que indica que muito provavelmente foi essa a cultura produzida na respetiva parcela. Esta falha de classificação pode ter surgido da possibilidade de cultivo anual duplo do girassol referida por Tipewa (2017). No início de 2017, as 7 parcelas agrícolas que constituíam a informação de base da cultura de girassol utilizadas na parametrização do algoritmo de classificação apresentavam valores elevados de NDVI. Por sua vez, a parcela suspeita 1 apresenta o comportamento típico de uma cultura de verão (Mondal et al., 2014) apresentando valores de NDVI praticamente nulos no início de 2017. A Figura 34 reflete a variação temporal do índice de NDVI das parcelas suspeitas 2, 3 e 4 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de beterraba.

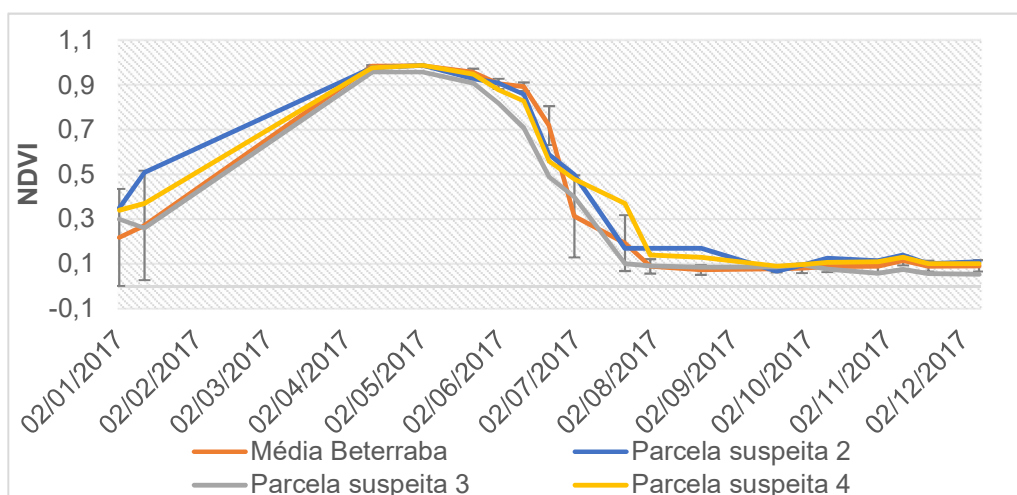


Figura 34 | Variação temporal do índice de NDVI das parcelas suspeitas 2,3 e 4 de beterraba face à variação temporal média do índice de NDVI da cultura de beterraba e respetivo desvio padrão.

Por outro lado, as parcelas suspeitas 2, 3 e 4 apresentam uma variação temporal do índice de NDVI similar ao valor médio estabelecido de acordo com a informação de base da cultura de beterraba, Figura 34 o que indica que as respetivas parcelas serão possivelmente representativas desta cultura.

5.1.5. Validação de resultados

De modo a proceder a validação dos resultados serão utilizados ortofotomapas de julho de 2017²³. Será aplicada uma metodologia de validação que se fundamenta na comparação visual das secções do ortofotomapa digital entre as parcelas suspeitas identificadas no capítulo anterior e a informação de base utilizada na parametrização. O esquema metodológico do processo de validação encontra-se representado na Figura 35.

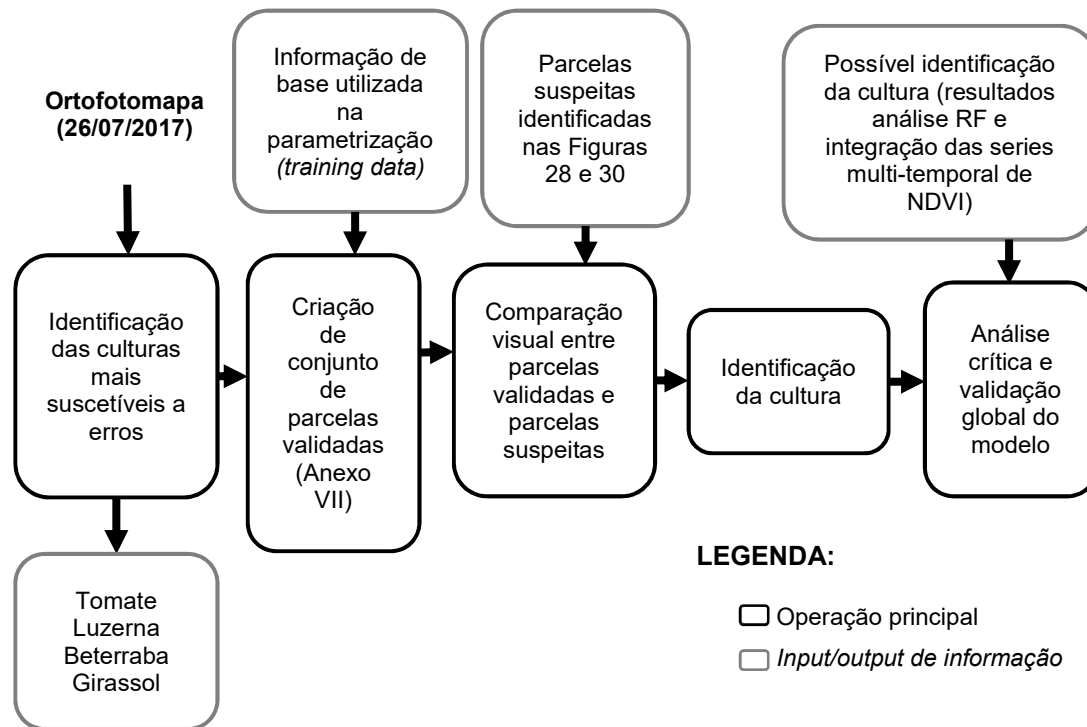


Figura 35 | Esquema metodológico de validação do algoritmo.

A metodologia de validação referenciada na Figura 35 tem como objetivo não só a validação do algoritmo de classificação (RF) e a sua complementaridade com o NDVI mas também a análise do potencial de reprodutibilidade desta metodologia no processo de deteção de falsas declarações identificado no capítulo 2.5.1. Inicialmente serão definidas subsecções do ortofotomapa relativas as parcelas agrícolas a validar (parcelas consideradas como suspeitas no capítulo anterior). De seguida essas subsecções serão comparadas com as subsecções referentes às parcelas agrícolas constituintes da informação de base. O resultado dessa comparação é a identificação visual da cultura existente na parcela agrícola em análise. Esse resultado será posteriormente confrontado com as variações temporais do índice de NDVI das parcelas suspeitas (foi identificada no capítulo anterior a possível existência de determinada cultura através da similaridade entre padrões) sendo em caso de concordância a metodologia do caso de estudo considerada válida.

²³ Ortofotomapas provenientes do *DigitalGlobe Quickbird (Google Earth Pro)* – Ortofotomapa digital de 26 de julho de 2017. Resolução espacial: 0,65 m.

O primeiro conflito de classificações a ser identificado ocorreu entre a cultura de tomate e a cultura de luzerna tendo sido nomeadas aleatoriamente na área de estudo 4 parcelas onde este conflito era evidente. Adicionalmente a análise da variação temporal do índice de NDVI demonstra que o padrão de valores que se estabelece ao longo do ano se assemelha bastante ao da cultura de tomate o que indica que possivelmente todas as parcelas serão representativas desta cultura. Assim a validação das parcelas agrícolas recorrendo a ortofotomapas digitais permite não só analisar a viabilidade do algoritmo de classificação RF permitindo também confirmar a potencial complementaridade do mesmo face à incorporação da análise multi-temporal de valores de NDVI.

A Luzerna é a leguminosa forrageira com maior capacidade produtiva apresentando um crescimento rápido no verão e uma elevada densidade vegetativa (Freixial & Barros, 2012). Por outro lado o tomate esta associado a uma menor densidade de cultivo sendo adicionalmente uma prática comum a eliminação de algumas folhas a fim de melhorar o arejamento, a iluminação e a polinização (Rodrigues, 2017). Estas características permitem que as culturas possam ser distinguidas através de vista área (neste caso ortofotomapas com uma resolução espacial de 0,65 m).

Na Figura 36 encontra-se o resumo do processo de validação das parcelas suspeitas de tomate.

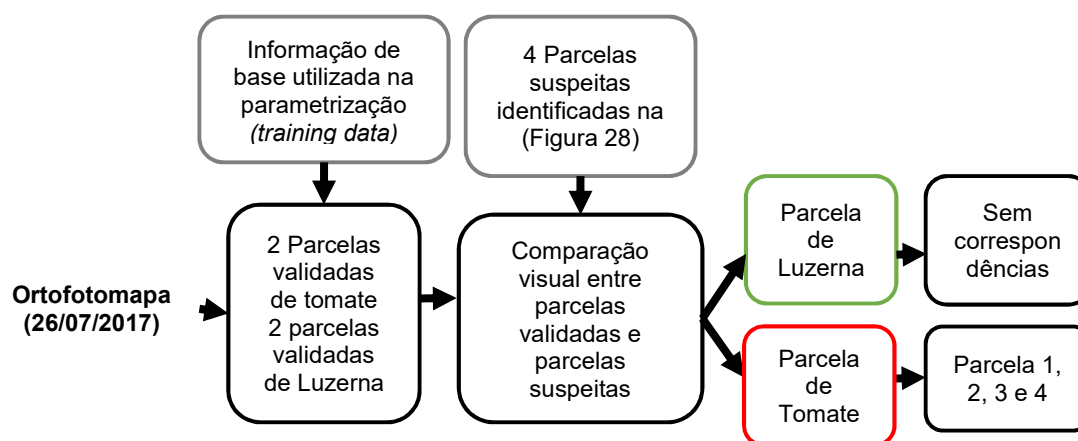


Figura 36 - Validação das parcelas suspeitas de tomate.

Deste modo, foram selecionadas duas parcelas agrícolas de tomate e duas parcelas agrícolas de luzerna constituintes da informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF. De seguida, foram obtidos os respetivos segmentos do ortofotomapa digital de julho de 2017 sendo consequentemente definidos como base comparativa de validação (parcelas validadas). Essas parcelas validadas, foram comparadas (visualmente) com os segmentos do ortofotomapa referentes às parcelas suspeitas identificadas anteriormente²⁴ sendo confirmado o resultado obtido através da evolução temporal de NDVI uma vez que se confirma que todas as parcelas suspeitas representam a cultura de tomate.

²⁴ Todos os segmentos do ortofotomapa referidos podem ser encontrados no Anexo VII.

Na Figura 37 encontra-se o resumo do processo de validação das parcelas suspeitas de beterraba sacarina.

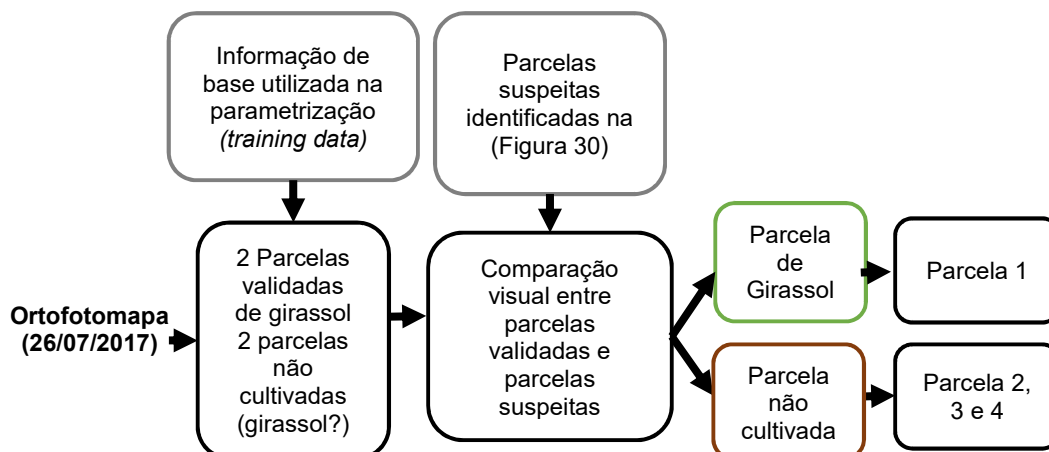


Figura 37 | Validação das parcelas suspeitas de beterraba sacarina.

O segundo conflito de classificações foi estabelecido entre as culturas de girassol e de beterraba sacarina. Recorrendo aos padrões de NDVI a parcela suspeita 1 parecia enquadrar-se nos valores referentes à cultura de girassol, por outro lado as parcelas suspeitas 2, 3 e 4 pareciam refletir o padrão da cultura de beterraba sacarina. No entanto, ao considerar os ortofotomapas de 2017, obtidos no final de julho, não foi possível estabelecer um padrão de validação entre as duas culturas uma vez que a colheita das 7 parcelas agrícolas de beterraba sacarina constituintes da informação de base já tinha ocorrido. Não obstante, foi possível estabelecer base comparativa de validação da cultura de girassol através da obtenção de dois segmentos do ortofotomapa referentes a parcelas agrícolas representantes dessa cultura²⁵. Consequentemente e à semelhança das parcelas suspeitas de tomate, o resultado obtido através da evolução temporal de NDVI foi novamente confirmado pelo que se verificou que a parcela 1 representa o cultivo de girassol.

5.1.6. Conclusões

A maioria dos algoritmos matemáticos de classificação e/ou índices de vegetação utilizados no contexto agrícola avaliam apenas a resposta espectral da área de estudo. Deste modo e como concluído no caso de estudo 1 o potencial restringe-se a uma aplicação mais básica onde nem todas as tipologias de utilização não autorizada de água conseguem ser identificadas. O algoritmo *Random Forest*, através de uma parametrização mais complexa eleva o nível de detalhe da análise para um patamar seguinte permitindo a análise de uma área de estudo que apresente um nível mais complexo de informação. Neste caso, procedeu-se à análise de uma área de estudo de 27 500 ha que engloba no seu panorama produtivo 8 culturas agrícolas diferentes. Deste modo a parametrização da aplicação do algoritmo RF foi realizada recorrendo não só a 19 aquisições de dados multiespectrais, referentes ao ano de 2017, do satélite *Sentinel-*

²⁵ Podem ser encontrados no Anexo VII.

2A como também a um conjunto de dados obtido através da ESA composto por amostragens de 11 variáveis representantes dos diferentes usos/coberturas do solo da região (entre eles as 8 culturas agrícolas mencionadas anteriormente). Deste modo, através da calibração da *training data* referida e em função de alguns parâmetros de classificação foi possível obter uma precisão geral do modelo de 87,37%. Por outro lado, é ainda importante referir que a oscilação da precisão geral do modelo é bastante reduzida, mesmo quando diferentes combinações de parâmetros são consideradas, o que indica a consistência do algoritmo de classificação de RF.

Numa primeira abordagem a aplicação deste algoritmo e consequente mapeamento de culturas permite a identificação de áreas irrigadas e consequentemente a deteção de incumprimentos legais que relacionados com utilizações de água por agricultores que não possuem um título legal de irrigação. No entanto e para que esta identificação seja então realizada é necessária informação auxiliar (a conferir pela entidade gestora de recursos hídricos) que permita identificar todos os títulos de captação de água existentes na área de estudo e a sua localização. Por outro lado, se a área de solo para irrigação que cada agricultor pode ocupar for também conhecida existe também a possibilidade de verificar se a área de irrigação autorizada no respetivo título de utilização não é ultrapassada.

Considerando o mapeamento de culturas realizado pelo algoritmo, a deteção de falsas declarações por parte do agricultor torna-se possível através desta metodologia. No entanto, deve ser realizada em antemão uma análise crítica do padrão visual de classificação do algoritmo de RF com o intuito de identificar as parcelas que apresentam um comportamento diferente do esperado (delimitação da parcela agrícola inconsistente e/ou sobreposição de culturas), sendo estas consideradas como parcelas suspeitas. Neste estudo esse comportamento foi identificado entre parcelas de tomate e luzerna e entre parcelas de girassol e beterraba sacarina. Assim, a complementaridade entre este algoritmo e o índice de vegetação NDVI torna-se inquestionável. Ao abranger o ciclo fenológico das culturas, o conjunto de imagens de satélite utilizada na parametrização do RF possibilita o estudo da variação do valor de NDVI ao longo desse ciclo. Adicionalmente o conjunto de dados obtido através da ESA composto por amostragens validadas *in-situ* da existência de determinada cultura numa série de parcelas agrícolas (variam entre 5 e 7 parcelas consoante a variável) permite estabelecer a variação média e respetivo desvio padrão do comportamento espectral de NDVI de cada cultura²⁶. Assim parcelas suspeitas podem ser associadas a determinado padrão de NDVI (que estabelece o comportamento anual de determinada cultura) identificando possivelmente a cultura que se localiza nessa parcela. Neste caso de estudo, os padrões de NDVI de 4 parcelas suspeitas de tomate (apresentavam sobreposições com a cultura de luzerna), selecionadas aleatoriamente, associam-se claramente ao padrão característico (variação média dos valores de NDVI) da cultura de tomate. No entanto face ao conflito entre o girassol e a beterraba sacarina os padrões de NDVI de 4 parcelas suspeitas, escolhidas com a mesma abordagem aleatória, apresentavam uma maior variação sendo uma das parcelas associada ao padrão característico do girassol e as restantes 3 ao

²⁶ Consultar anexo VI.

padrão característico da beterraba sacarina. Adicionalmente, e à semelhança do caso de estudo 1 a utilização de ortofotomapas digitais torna-se fundamental. A elevada resolução espacial que apresentam permite a validação da possível classificação realizada pela variação de valores de NDVI tendo neste caso sido confirmada a produção de tomate em todas as parcelas suspeitas referentes ao seu conflito com a luzerna e a existência de uma plantação de girassol na parcela suspeita associada ao respetivo padrão de NDVI característico. Nada foi possível concluir face às 3 parcelas suspeitas que apresentavam a evolução característica da cultura de beterraba sacarina uma vez que estas já tinham sido colhidas à data de aquisição de informação para a realização do ortofotomapa (26 de julho de 2017).

Por último, o mapeamento de culturas permite ainda proceder à estimativa do volume de água captado ilegalmente através da aplicação de um simples método indiciário ou da implementação de dados agrometeorológicos multi-temporais que compreendam o mesmo período de referência temporal das imagens de satélite e que sejam utilizados na estimativa de modelação desses volumes captados ilegalmente.

A Tabela 23 resume o potencial de identificação de captações ilegais de água proveniente da aplicação da abordagem metodologia de mapeamento de culturas através da aplicação do algoritmo RF.

Tabela 23 | Mapeamento de culturas na identificação de diferentes tipologias de uso não autorizado de água.

Metodologia	Tipologia de uso não autorizado	Identificação
Deteção de áreas irrigadas	Utilizações de recursos hídricos sem título de utilização legalmente requerido	✓
	Utilização de uma área de irrigação superior à autorizada no respetivo título de utilização	✓
	Utilizações de um volume de água superior ao autorizado no respetivo título de utilização	✓ ²⁷
	Deteção de falsas declarações por parte do agricultor	✓

²⁷ Requer a realização adicional de estimativas do volume de água captado ilegalmente.

6. Discussão geral de resultados

6.1. Dados de observação da terra na reformulação dos mecanismos de gestão atuais

Apesar do elevado número de autoridades de gestão da água nos diferentes países da UE cientes das possíveis questões de inconformidade face aos pressupostos legais relacionados com a utilização de água, a implementação de regulamentos eficazes e mecanismos legais tem vindo a ser uma tarefa complexa e trabalhosa (Ouvrard 2014).

Os atuais mecanismo de *enforcement*²⁸, ao estabelecer restrições de uso e consequentes limitações, requerem verificações periódicas de cumprimento por parte das autoridades locais (Smits and Butterworth 2002). Diversos autores definem que este tipo de gestão apresenta limitações evidentes. No chipre, segundo Arcadis (2012), técnicos de campo são enviados pelas autoridades locais responsáveis com o objetivo de verificar se as declarações foram corretamente preenchidas cumprindo consequentemente os direitos legais estabelecidos. No entanto, e apesar de todos os utilizadores terem a obrigação de instalar sistemas de medição de água (caudalímetros) e preencher uma declaração de uso de água, os técnicos de campo precisam de ter acesso ao caudalímetro que se localiza no interior de propriedades privadas. Na região hidrográfica de Guadalquivir, em Espanha, esta situação repete-se sendo referido adicionalmente que a obtenção das autorizações judiciais necessárias para a realização de inspeções é bastante difícil de obter (Arcadis 2012; WWF 2006). Em Itália, o consórcio *Bonifica della Capitanata*, ao deparar-se com dificuldades semelhantes às registadas no Chipre e Itália desenvolveu o sistema AQUACARD. Este sistema consiste na instalação de válvulas eletrónicas em diversos pontos do sistema de distribuição de água que permitem controlar a data, duração e o volume de água em utilização. No entanto e segundo o relatório financeiro elaborado pelo consórcio em 2015, este sistema provou ser dispendioso quer do ponto de vista de implementação e manutenção quer do ponto de vista administrativo de processamento de dados (Consortium Bonifica Della Capitanata 2015).

Por outro lado, metodologias baseadas na utilização de dados de observação da Terra apresentam uma abordagem distinta na identificação de utilização de água não autorizada para fins agrícolas. Apesar de não identificar diretamente a existência de captações ilegais de água, as imagens de OT fornecem evidências de suporte que permitem evidenciar potenciais localizações onde as captações de água não autorizadas podem estar a decorrer. (Lockwood et al. 2014; Ouvrard 2014). Neste contexto, as imagens de satélite são atualmente utilizadas na identificação de áreas irrigadas (Calera et al. 2017; D'Urso et al. 2010; Vuolo et al. 2015) e/ou na estimativa de consumos de água em determinada área (D'Urso et al. 2010; Meroni, Atzberger, and Léo 2013) sendo que os resultados das investigações são depois confrontados com os direitos e legislação referentes à utilização de água existentes no local.

²⁸ Instrumentos de comando e controlo definidos no capítulo 2.4.

Se dado agricultor, apesar de não possuir qualquer ponto de captação registado na proximidade do seu terreno, produzir quantidades variadas, porém significativas, de vegetação numa região onde prevalecem as condições de seca, através de deteção remota, é possível definir esta área como suspeita uma vez que a mesma se considera neste caso irrigada (Adams 2016; Bortolini, Maucieri, and Borin 2018). Para tal, os dados obtidos pelos sistemas de OT são convertidos em refletâncias e consequentemente em índices de vegetação, como o NDVI que permitem monitorizar a evolução do ciclo fenológico da cobertura vegetal (Berger et al. 2018; Bhandari, Kumar, and Singh 2012; Bonthoux et al. 2018; Campos et al. 2013; Mondal et al. 2014). Adicionalmente, a aplicação de uma classificação multiespectral supervisionada, como o *Random Forest*, às séries temporais de imagens de OT permite identificar as diferentes coberturas dos solos numa determinada área (Belgiu and Csillik 2018; Ok, Akar, and Gungor 2012; Rodriguez-Galiano et al. 2012) permitindo assim estimar os volumes de água captados (Millard and Richardson 2015; Ouvrard 2014).

Assim, considerando uma abordagem metodológica baseada num mecanismo de análise de dados de OT e de acordo com os resultados obtidos nos casos de estudo realizados, áreas suspeitas podem ser identificadas comparando o mapa de áreas irrigadas que foi obtido através desta técnica com um mapa de terras irrigadas autorizadas legalmente, comparando o consumo estimado de água da colheita com a quantidade autorizada de água a ser captada ou até mesmo comparando a colheita declarada pelo agricultor face à identificada pelo processo de classificação.

Torna-se então evidente, e de acordo com as afirmações de Ouvrard (2014) que os mecanismos de OT representam uma ferramenta poderosa para orientar as inspeções de campo *in-situ* perante a existência de comportamentos suspeitos. Os métodos apresentam-se então como complementares e nunca substituíveis, sendo que a sua utilização integrada pode aumentar sua eficiência e eficácia. Deste modo e visando essa integração deve ser identificado o potenciais de utilização de dados de OT através de uma análise holística e simplificada do cenário atual que evidencie as oportunidades e ameaças que derivam da sua adoção.

6.2. Análise SWOT

Através da identificação dos pontos fortes e fracos é possível recorrer à realização de uma análise SWOT, Tabela 24, visando a realização de uma análise holística e simplificada do cenário atual dos mecanismos de gestão dos recursos hídricos para fins agrícolas, evidenciando assim através oportunidades e ameaças o potencial de reformulação desses mecanismos e a sua otimização.

Tabela 24 | Análise SWOT referente à implementação de dados óticos de OT na reformulação dos mecanismos atuais de gestão da água.

Pontos Fortes	Pontos Fracos
Elevada resolução espacial e temporal; Utilização análise remota de dados; Monitorização continua; Processamento rápido; Fonte de dados públicas (programa Copernicus)	Aquisição dependente da órbita do satélite; Dependência face a condições meteorológicas e climáticas; Análise requer conhecimentos científicos; Estatuto legal pouco definido
Oportunidades	Ameaças
Elaborar metodologia normalizada de identificação de captações ilegais na UE; Direcionar inspeções de campo perante a existência de comportamentos suspeitos; Criar base de dados de referência; Redução de custos (diminuição do número de inspeções); Reformar os mecanismos de <i>enforcement</i> atuais através de um processo participativo; Complementar e desenvolver o estatuto legal dos dados óticos de OT	Disponibilidade de dados será sempre dependendo de fatores externos (meteorológicos e climáticos, órbita dos satélites); Apesar da elevada resolução espacial dos dados de OT parcelas agrícolas reduzidas podem ser menosprezadas; Disponibilidade e custo dos ortofotomapas digitais necessários à validação dos modelos metodológicos; Relutância por parte dos estados membros da EU face à transição do paradigma legal atual

6.2.1. Pontos fortes e oportunidades

Ponto de vista técnico

Do ponto de vista técnico, a utilização de dados de OT permitem uma análise mais complexa face à utilização dos atuais mecanismo de *enforcement* que requerem inepções *in-situ*. As inspeções de campo *in-situ* fornecem valores pontuais de determinado local. Deste modo, a criação de um mapa de irrigação de um determinado município, por exemplo, resultaria na necessidade de estabelecer um elevado número de pontos de amostragem (inspeções em variados locais) e que apresentassem uma frequência elevada estabelecendo um intervalo temporal que permita analisar as alterações fenológicas das culturas. Por outro lado, e de acordo com os resultados obtidos no primeiro caso de estudo da presente dissertação, a interpretação da variação dos valores de dado índice de vegetação resultante de uma série temporal de dados óticos permite identificar áreas irrigadas. Assim, a elevada resolução temporal, torna possível a criação de mapas que reflitam a existência de áreas irrigadas que a nível local ou até mesmo regional podem ajudar as autoridades de água a identificar áreas irrigadas suspeitas.

Os dados óticos de OT podem ser inseridos no processo de decisão e consequentemente nas metodologias existentes de *enforcement* de modo a orientar inspeções, diminuir a sua aleatoriedade e justificar a sua existência perante os proprietários/administrações legais.

A elevada resolução temporal permite estabelecer uma metodologia normalizada que através de uma reprodutibilidade elevada permite a sua aplicação sucessiva em determinado local (ao longo dos sucessivos ciclos produtivos) permitindo a identificação das práticas agrícolas utilizadas, de valores de referências associados a determinada cultura e/ou técnica de irrigação culminando na criação de uma base de dados complexa e integrada.

A utilização de um algoritmo de classificação multiespectral, que de acordo com os resultados obtidos no segundo caso de estudo, permita mapear culturas remotamente potencia ainda uma diminuição da necessidade de verificações *in-situ* facilitando o processo logístico e organizacional otimizando os mecanismos de gestão dos recursos hídricos.

Ponto de vista socioeconómico

A utilização de uma abordagem metodológica dependente estritamente da realização de inspeções de campo encontra-se associada a um custo elevado. É possível obter uma estimativa desses custos através da análise de custos realizada na implementação prática do programa SIRIUS que pretendia detetar superfícies sob irrigação em *La-Mancha*, Espanha. Neste caso específico, o trabalho de campo envolveu a presença de uma equipa composta por dois técnicos especializados aprovoados com uma viatura, tendo-se fixando o custo do seu serviço em 350 EUR/dia. Esta equipa procedia à monitorização de cerca de 1 000 ha/dia. Uma aplicação direta desta tarifa aos casos de estudo que sustentam o presente estudo, considerando apenas a sua área total, resultam em custos de 5 425 EUR referentes ao caso de estudo 1 e de 9 625 EUR no caso de estudo 2 que de acordo com os resultados obtidos podem ser minimizados ou até mesmo anulados através da utilização de dados óticos de OT.

Do ponto de vista social, a reformulação das metodologias atuais pode envolver o processo participativo de todos os *stakeholders* potenciando a resolução de conflitos. Adicionalmente, a consciencialização por parte dos agricultores de que atualmente existe a possibilidade de os auditar e verificar os seus padrões produtivos remotamente, permite um acompanhamento mais próximo facilitando o diálogo entre o mesmo e as entidades competentes e desincentivando potenciais práticas ilegais.

Ponto de vista legal

Segundo a Comissão Europeia (2012), nos próximos anos os instrumentos de OT terão um papel fulcral na gestão dos recursos hídricos e consequentemente na deteção e penalização de utilizações ilegais de água. No mesmo ano, o Supremo Tribunal de Espanha designou como evidência científica elegível a utilização de dados provenientes de deteção remota de OT introduzindo este conceito na agenda política europeia e abrindo precedência para a adoção por parte de outros estados membro.

6.2.2. Pontos fracos e ameaças

Ponto de vista técnico

Do ponto de vista técnico, a principal ameaça existente face à utilização de instrumento de OT é a dependência que apresentam face às condições meteorológicas e climáticas.

Uma percentagem de nuvens reduzida (todos os valores com uma percentagem superior a 10% não devem ser elegidos para análise) pode diminuir consideravelmente as leituras espectrais de determinada banda pelo que a consequente aplicação de um IV como o NDVI estará associada a erros e incertezas elevadas (Erena and Montesinos 2012).

A aquisição de dados óticos encontra-se dependente da órbita de dado satélite e da sua resolução temporal, assim as observações nem sempre são capturadas em momentos ideais, do ponto de vista fenológico (Feio 2017).

Ponto de vista socioeconómico

Barreiras socioeconómicas podem erguer-se de acordo com o contexto cultural e político do local onde se pretende introduzir uma análise baseada em dados óticos de OT (Ouvrard 2014). Em países como Portugal, Espanha e Malta, onde mais de metade dos agricultores tem mais de 55 anos e mais de 80% não frequentou qualquer tipo de formação teórica ao longo do seu percurso profissional²⁹ pode verificar-se alguma relutância face a aceitação de novas tecnologias. Considerando um ponto de vista mais económico e de acordo com os resultados deste estudo, a validação dos resultados obtidos através de dados óticos de OT requerem a existência de ortofotomapas digitais de elevada resolução espacial que segundo Gomes (2017) podem apresentar custos de operação elevados.

Ponto de vista legal

Do ponto de vista legal a principal ameaça à utilização de dados óticos de OT é também uma das suas principais oportunidades. Apesar do Supremo Tribunal de Espanha ter designado em 2012 a utilização de dados provenientes de deteção remota de OT como evidência científica elegível, introduzindo este conceito na agenda política europeia e abrindo precedência para a adoção por parte de outros estados membro, atualmente nenhum outro estado membro seguiu este exemplo.

²⁹ A caracterização social do panorama agrícola Europeu mais detalhada pode ser consultada no capítulo 2.1.

7. Conclusões Gerais

Atualmente, na maioria dos estados membros da UE existe pouca informação disponível sobre uso de água não autorizado na agricultura. Na Europa Central e de Leste grande parte dos estados membros parece mais preocupada com o desenvolvimento da capacidade de irrigação do que com os cumprimentos do direito da água. Este comportamento, associado a uma legislação básica e incompleta dos direitos legais de utilização dos recursos hídricos constituem uma limitação na implementação de qualquer tipo de legislação de controlo de captações ilegais. No entanto, os problemas que constam na agenda política nos países do sul da Europa são bastante diferentes, fenómenos de escassez de água e de degradação dos solos têm vindo a influenciar negativamente o setor agrícola comprometendo a produtividade do mesmo pelo que a identificação de captações ilegais e a sua quantificação têm vindo a obter um estatuto prioritário na política de gestão dos recursos hídricos.

Do ponto de vista técnico, os dados óticos de observação da Terra detêm um potencial inquestionável na identificação de captações ilegais de água. Apesar de não constituírem uma fonte de informações tão detalhadas como ortofotomapas digitais e/ou estudos de campo a sua elevada resolução temporal possibilita o preenchimento de lacunas de informação potenciando o acompanhamento e análise do ciclo fenológico das culturas através de uma abordagem de deteção remota. O processamento destas séries multi-temporais de dados através da aplicação de índices de vegetação como o NDVI permite estabelecer padrões multi-temporais de desenvolvimento das culturas e identificar áreas irrigadas. A identificação de áreas irrigadas, por sua vez, potencia a deteção de incumprimentos legais relacionados com utilizações de água por parte de agricultores que não possuem um título legal de irrigação. Por outro lado, se a área de solo para irrigação que cada agricultor pode ocupar for também conhecida existe também a possibilidade de verificar se a área de irrigação autorizada no respetivo título de utilização não é ultrapassada. Adicionalmente, o contributo das imagens de satélite na parametrização de algoritmos de aprendizagem automática como o *Random Forest*, eleva o nível de detalhe da deteção remota para um patamar seguinte, apesar da necessidade de uma parametrização mais detalhada que requer informações recolhidas *in-situ*. Face à metodologia de deteção de áreas irrigadas, a aplicação deste tipo de algoritmos possibilita o mapeamento de culturas permitindo assim detetar falsas declarações por parte do agricultor e/ou estimar o volume de água captado ilegalmente.

As vantagens de usar esta tecnologia são altamente variáveis, sendo que o nível de detalhe exigido e a tipologia de utilizações ilegais a identificar pode depender das necessidades dos gestores da água, do contexto socioeconómico ou até mesmo do modo de governança da água no local de implementação. Paralelamente uma parametrização mais complexa eleva o nível de detalhe da análise para um patamar seguinte permitindo a análise de uma área de estudo que apresente um nível mais complexo de informação. Assim o processo de seleção da metodologia a adotar terá de ser selecionado através de uma abordagem de *trade-off* entre a tipologia

de utilizações ilegais a identificar e a disponibilidade de informação complementar aos dados óticos de OT de modo a parametrizar o modelo, como demonstrado na Figura 38.

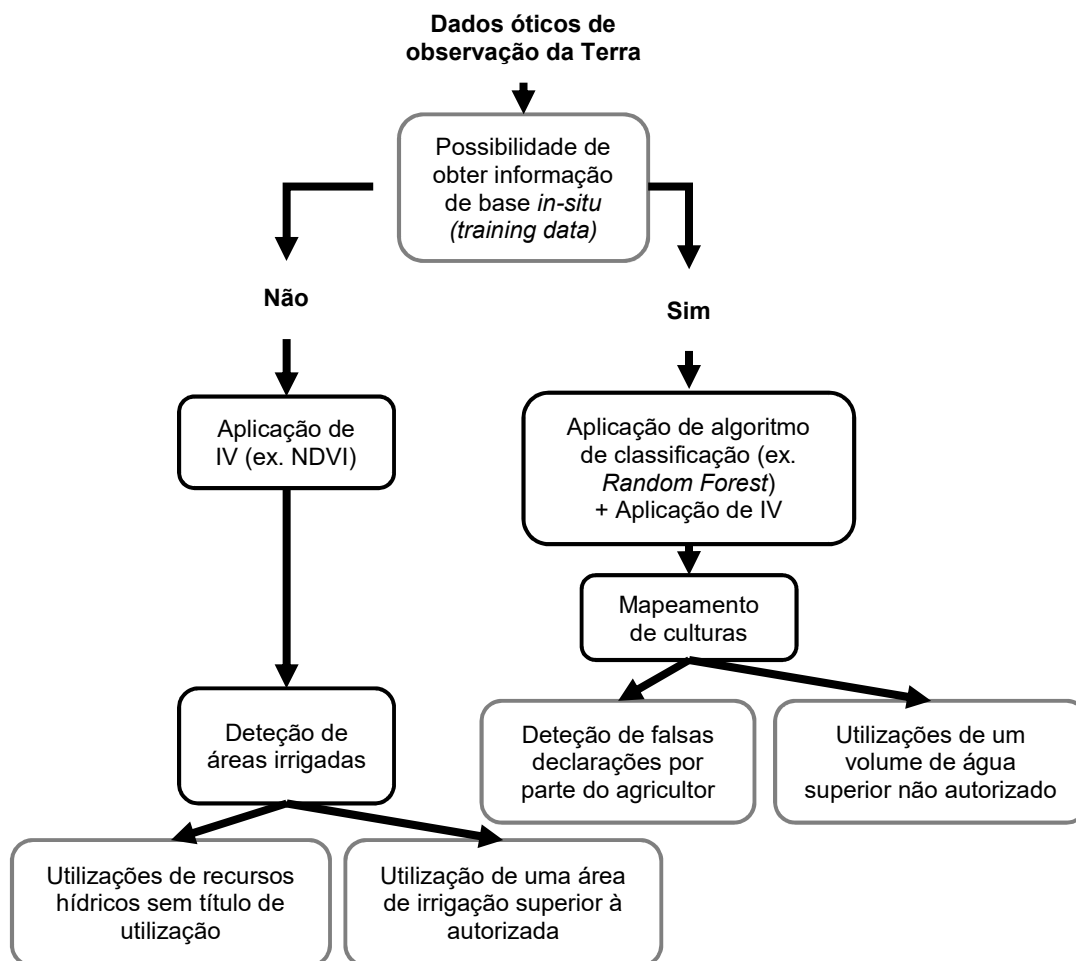


Figura 38 | importância do Input de dados na tipologias de utilizações ilegais de água a identificar.

Em termos legais, o processo administrativo de aplicação de penalizações legais é muito complexo e as utilizações ilegais de água são consideradas como uma infração menor dificultando a obtenção das autorizações judiciais necessárias para a realização de inspeções. Adicionalmente, e em termos jurídicos a utilização dos resultados provenientes do processamento e análise de dados óticos de OT como evidência legal é ainda bastante limitado, impondo-se a necessidade de criação de uma metodologia normalizada a nível Europeu que apresente uma reprodutibilidade elevada e que apresente um potencial de utilização administrativo que permita a sua utilização como prova científica em processos judiciais. Não obstante, e considerando o panorama legislativo atual, a utilização imediata destas técnicas de processamento e análise de dados óticos de OT pode passar pela identificação de áreas irrigadas suspeitas e respetiva criação de uma base de dados, por parte das autoridades competentes, atualizada anualmente (a cada ciclo fenológico) permitindo assim orientar potenciais inspeções e reduzir a aleatoriedade do processo. Considerando a plenitude do seu potencial de aplicação, conclui-se que as metodologias de processamento de dados óticos de OT representam uma poderosa ferramenta de tomada de decisão na política de gestão das captações ilegais de água sendo que a sua aplicação resulta na obtenção de um conjunto de dados objetivo e cientificamente relevante.

8. Limitações

Apesar do elevado potencial de aplicação dos dados óticos na identificação de captações ilegais de água, estes também contêm limitações. Considerando a resolução espacial da maioria das imagens operacionais (entre 10 e 60 m), é difícil identificar pequenas áreas irrigadas que, em conjunto, podem representar uma parte significativa da área irrigada global. (Ozdogan, Yang, Allez, & Cervantes, 2010).

As imagens de satélite são altamente dependentes das condições meteorológicas e climáticas. Uma percentagem de nuvens moderada/elevada (todos os valores com uma percentagem superior a 10% não devem ser elegidos para análise) pode diminuir consideravelmente as leituras espectrais de determinada banda pelo que a consequente aplicação de um IV como o NDVI estará associada a erros e incertezas elevadas (Erena & Montesinos, 2012). Por outro lado, em regiões onde o clima não evidencia a necessidade imperativa de irrigação (Ali & Mubarak, 2017) poderá ser difícil distinguir parcelas irrigadas de parcelas não irrigadas devido à sobreposição das assinaturas espectrais característica destas áreas.

A aquisição de dados óticos encontra-se dependente da órbita de dado satélite e da sua resolução temporal, assim as observações nem sempre são capturadas em momentos ideais. Adicionalmente, e considerando a metodologia utilizada neste estudo, os ortofotomapas utilizados na validação dos modelos de processamento apresentam uma periodicidade anual que pode não coincidir com o ciclo fenológico de determinadas culturas anuais.

O nível de detalhe exigido e a tipologia de utilizações ilegais a identificar define a necessidade de informação adicional de parametrização das metodologias de processamento e de validação de resultados pelo que em determinados contextos e situações específicas a inexistência e impossibilidade de obter informações de base pode limitar a aplicabilidade dos modelos.

9. Recomendações Futuras

Primeiramente e visando futuras perspetivas que visem a otimização das metodologias aplicadas, devem salientar-se os seguintes pontos:

- Proceder à caracterização de outros tipos de culturas de forma a obter uma maior diversidade fenológica e analisar a influência de diferentes conjuntos de variáveis de parametrização na análise dos resultados;
- Considerar diferentes áreas de estudo que apresentem diferentes características agrícolas como o número de culturas, a densidade de plantação ou mesmo o estado quantitativo de recursos hídricos de modo a testar a reprodutibilidade do modelo;
- Utilizar séries temporais com intervalos de tempo mais curtos, recorrendo a várias orbita e/ou satélites da missão *Sentinel-2* de modo a melhorar a definição da assinatura espectral de determinada cultura através de uma série temporal mais completa;
- Considerando as tipologias identificadas de utilizações de água não autorizadas, conciliar a utilização de series multi-temporais de imagens de satélite e de dados e modelos agrometeorológicos de modo a estimar os volumes de água captados ilegalmente. Estes volumes podem ainda ser estimados através de métodos indiciários aplicados após o mapeamento de culturas.

Adicionalmente, e considerando de forma genérica a utilização de dados óticos de observação da Terra na deteção remota de utilizações ilegais de água no setor agrícola um dos principais obstáculos encontrados durante a realização deste estudo foi a ausência de informação por parte de instituições governamental e/ou empresarial face à implementação de metodologias semelhantes às aqui estudadas. Assim, o futuro desenvolvimento de projetos que envolvam *stakeholders* como a Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva (EDIA), o Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas (IFAP) ou mesmo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) permitirão uma melhor avaliação da precisão destas metodologias bem como do estudo da sua vertente económica.

Referências Bibliográficas

- Abler, D. (2015). Economic evaluation of agricultural pollution control options for China. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(6), 1045–1056. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(14\)60988-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60988-6)
- Akter, T., Quevauviller, P., Eisenreich, S., & Vaes, G. (2018). Impacts of climate and land use changes on flood risk management for the Schijn River, Belgium. *Environmental Science and Policy*, 89(July), 163–175. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.07.002>
- Alcon, F., García-Bastida, P. A., Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., Martín-Gorrioz, B., & Baille, A. (2017). Explaining the performance of irrigation communities in a water-scarce region. *Irrigation Science*, 35(3), 193–203. <https://doi.org/10.1007/s00271-016-0531-7>
- Ali, M., & Mubarak, S. (2017). Effective Rainfall Calculation Methods for Field Crops: An Overview, Analysis and New Formulation. *Asian Research Journal of Agriculture*, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.9734/ARJA/2017/36812>
- Anderson, M. C., Norman, J. M., Mecikalski, J. R., Otkin, J. A., & Kustas, W. P. (2007). A climatological study of evapotranspiration and moisture stress across the continental United States based on thermal remote sensing: 2. Surface moisture climatology. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 112(11), 1–13. <https://doi.org/10.1029/2006JD007507>
- APA. (2015). Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Guadiana 2016-2021. In *Sessão de Participação Pública* (pp. 1–40).
- Araújo, F. (2013). *Gestão da Água como um Bem Económico: aplicação de Instrumentos Económicos*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Arcadis. (2012). *The role of water pricing and water allocation in agriculture in delivering sustainable water use in Europe*.
- Barros, R., Isidoro, D., & Aragüés, R. (2012). Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155(2012), 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.004>
- Bastiaanssen, W. G. M., Allen, R. G., Droogers, P., D'Urso, G., & Steduto, P. (2007). Twenty-five years modeling irrigated and drained soils: State of the art. *Agricultural Water Management*, 92(3), 111–125. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.05.013>
- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S., & Palutikof, J. P. (2008). *Climate Change and Water. Climate change and water*. <https://doi.org/10.1016/j.jmb.2010.08.039>
- Beijinha, V. (2004). *A cultura do tomate para indústria*. Instituto Politécnico de Beja. <https://doi.org/10.13140/2.1.2897.8247>

- Belgiu, M., & Csillik, O. (2018). Sentinel-2 cropland mapping using pixel-based and object-based time-weighted dynamic time warping analysis. *Remote Sensing of Environment*, 204(January 2017), 509–523. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.005>
- Berbel, J., Calatrava, J., & Garrido, A. (2007). Water Pricing and Irrigation: a Review of the European Experience. *Irrigation Water Pricing: The Gap between Theory and Practice*, 295–327.
- Berbel, J., Martín, C., & Gómez, C. (2017). *Efectos de la modernización de regadíos en España. Cajamar: Serie Económica* (Vol. 30). Retrieved from <http://www.publicacionescajamar.es/pdf/series-tematicas/economia/efectos-de-la-modernizacion-de-regadios.pdf>
- Berger, A., Ettlin, G., Quincke, C., & Rodríguez-Bocca, P. (2018). Predicting the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) by training a crop growth model with historical data. *Computers and Electronics in Agriculture*, (December 2017), 0–1. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.04.028>
- Bhandari, A. K., Kumar, A., & Singh, G. K. (2012). Feature Extraction using Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): A Case Study of Jabalpur City. *Procedia Technology*, 6(December), 612–621. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2012.10.074>
- Bonthoux, S., Lefèvre, S., Herrault, P. A., & Sheeren, D. (2018). Spatial and temporal dependency of NDVI satellite imagery in predicting bird diversity over France. *Remote Sensing*, 10(7), 1–22. <https://doi.org/10.3390/rs10071136>
- Bortolini, L., Maucieri, C., & Borin, M. (2018). A Tool for the Evaluation of Irrigation Water Quality in the Arid and Semi-Arid Regions. *Agronomy*, 8(2), 23. <https://doi.org/10.3390/agronomy8020023>
- Boulay, A. M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., ... Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(2), 368–378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- Bouman, B. A. M. (2007). A conceptual framework for the improvement of crop water productivity at different spatial scales. *Agricultural Systems*, 93(1–3), 43–60. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2006.04.004>
- Bruns, B., & Meinzen-dick, R. (2003). *Frameworks for water rights: An overview of institutional options*. International Food Policy Research Institute.
- Calatrava, J., García-Valiñas, M., Garrido, A., & González-Gómez, F. (2015). Water Pricing in Spain: following the footsteps of somber climate change projections. *Water Pricing Experiences and Innovations*, 313–340. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6>
- Calera, A., Campos, I., Osann, A., Urso, G., & Menenti, M. (2017). Remote Sensing for Crop

- Water Management : From ET Modelling to Services for the End Users. *Sensors*, 17(5), 1–25. <https://doi.org/10.3390/s17051104>
- Camacho, F., Ruiz, G., Vayá, J., Martínez, B., Jiménez, J. C., González-Piqueras, J., & Alonso, L. (2008). Management and optimization of the water resources in irrigated agriculture through the use of remote sensing, agrometeorological data and information technologies. *International Conference on Drought Management: Scientific and Technological Innovations*, (80), 339–343.
- Campos, I., Villodre, J., Carrara, A., & Calera, A. (2013). Remote sensing-based soil water balance to estimate Mediterranean holm oak savanna (dehesa) evapotranspiration under water stress conditions. *Journal of Hydrology*, 494, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.033>
- Capobianco-Uriarte, M., Aparicio, J., & De Pablo-Valenciano, J. (2017). Analysis of Spain's competitiveness in the European tomato market: An application of the Constant Market Share method. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 15(3), 1–13. <https://doi.org/10.5424/sjar/2017153-10629>
- Cardoso, A., Rocha, P., Fialho, S., Farinha, J., Rito, P., & Silva, E. (2008). *Plano de Gestão do Vale do Guadiana – Parque Natural do Vale do Guadiana e Zona de Protecção Especial do Vale do Guadiana*. Retrieved from http://portal.icnb.pt/NR/rdonlyres/DBC6E0BE-CC1E-463F-AF52-5735D552CED0/0/Plano_Gestao_Vale_Guadia.pdf
- Chong, H., & Sunding, D. (2006). WATER MARKETS AND TRADING. *Annual Review of Environment and Resources*, 31, 239–264. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100323>
- Confederación hidrográfica del Guadalquivir. (2013). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir*. Madrid, Spain.
- Costa, M. (2015). *Áreas Protegidas e Desenvolvimento em Meio Rural. O Parque Natural do Vale do Guadiana 20 Anos Depois*.
- Cruse, L., Reilly, L. O., & Dollery, B. (2000). Water markets as a vehicle for water reform : the case of New South Wales. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 299–321.
- D'Ambrosio, E., De Girolamo, A. M., & Rulli, M. C. (2018). Assessing sustainability of agriculture through water footprint analysis and in-stream monitoring activities. *Journal of Cleaner Production*, 200, 454–470. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.229>
- D'Urso, G., Richter, K., Calera, A., Osann, M. A., Escadafal, R., Garatuza-Pajan, J., ... Vuolo, F. (2010). Earth Observation products for operational irrigation management in the context of the PLEIADeS project. *Agricultural Water Management*, 98(2), 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.08.020>
- Davies, E. G. R., & Simonovic, S. P. (2011). Global water resources modeling with an integrated

- model of the social-economic-environmental system. *Advances in Water Resources*, 34(6), 684–700. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2011.02.010>
- Deep, S., & Saklani, A. (2014). Urban sprawl modeling using cellular automata. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 17(2), 179–187. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2014.07.001>
- Delacámara, G., Dworak, T., Gómez, C., Lago, M., Maziotis, A., Rouillard, J., & Strosser, P. (2013). EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of Economic Policy Instruments in European water policy. EPI-Water - Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe., (December).
- Díaz, J., Urrestarazu, L., Poyato, E., & Montesinos, P. (2012). Modernizing water distribution networks: Lessons from the bembézar MD irrigation district, Spain. *Outlook on Agriculture*, 41(4), 229–236. <https://doi.org/10.5367/oa.2012.0105>
- Dinar, A., & Yaron, D. (1992). Adoption and abandonment of irrigation technologies. *Agricultural Economics*, 6(4), 315–332. [https://doi.org/10.1016/0169-5150\(92\)90008-M](https://doi.org/10.1016/0169-5150(92)90008-M)
- Djuma, H., Bruggeman, A., Daskalakis, D., Hembury, A., Kozyra, J., Hammer, J., & Bajkin, J. (2012). *Irrigation Water Governance*.
- Doungmanee, P. (2016). The nexus of agricultural water use and economic development level. *Kasetsart Journal of Social Sciences*, 37(1), 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.kjss.2016.01.008>
- Dumont, A., Salmoral, G., & Llamas, M. R. (2013). The water footprint of a river basin with a special focus on groundwater: The case of Guadalquivir basin (Spain). *Water Resources and Industry*, 1–2, 60–76. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.04.001>
- Dworak, T. (2010). Application of EU Water. In *Related Policies at Farm Level* (pp. 1–36). Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Dziegielewska, B. (2011). Management of Water Demand: Unresolved issues. *Journal of Contemporary Water Research and Education*, 114(1), 1–7.
- EDIA. (2018). Simulador de Tarifários de Rega.
- El-Shikha, D. M., Waller, P., Hunsaker, D., Clarke, T., & Barnes, E. (2007). Ground-based remote sensing for assessing water and nitrogen status of broccoli. *Agricultural Water Management*, 92(3), 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.05.020>
- Erena, M., & Montesinos, S. (2012). *The use of remote sensing and geographic information systems for irrigation management in Southwest Europe*.
- Etchanchu, J., Rivalland, V., Gascoin, S., Cros, J., Tallec, T., Brut, A., & Boulet, G. (2017). Effects of high spatial and temporal resolution Earth observations on simulated hydrometeorological variables in a cropland (southwestern France). *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(11), 5693–5708. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5693-2017>

- European Academies Science Advisory Council (EASAC). (2010). *Groundwater in the Southern Member States of the European Union : an assessment of current knowledge and future prospects Country report for Greece Contents Greece Groundwater Report*.
- European Commission. (2012). *LIFE's Blueprint for water resources*. <https://doi.org/10.2779/39850>
- European Commission. (2017). White Paper on the future of Europe, 32. <https://doi.org/10.2775/32364>
- European Commission. (2018). Agriculture and rural development: Cotton. Retrieved August 29, 2018, from https://ec.europa.eu/agriculture/cotton_en
- European Environment Agency. (2009). *Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought*.
- European Environment Agency. (2013). *Assessment of cost recovery through water pricing*. <https://doi.org/10.2800/93669>
- European Environment Agency. (2017). *Pricing and non-pricing measures for managing water demand in Europe*. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/publications/water-management-in-europe-price>
- Eurostat. (2017). *Agriculture, forestry and fishery statistics. Statistical books*. <https://doi.org/10.2785/570022>
- Fabeiro, C., Martín De Santa Olalla, F., López, R., & Domínguez, A. (2003). Production and quality of the sugar beet (*Beta vulgaris* L.) cultivated under controlled deficit irrigation conditions in a semi-arid climate. *Agricultural Water Management*, 62(3), 215–227. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(03\)00097-0](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(03)00097-0)
- Fagan, M. E., DeFries, R. S., Sesnie, S. E., Arroyo-Mora, J. P., Soto, C., Singh, A., ... Chazdon, R. L. (2015). Mapping species composition of forests and tree plantations in northeastern Costa Rica with an integration of hyperspectral and multitemporal landsat imagery. *Remote Sensing*, 7(5), 5660–5696. <https://doi.org/10.3390/rs70505660>
- Fang, H., & Liang, S. (2014). *Leaf Area Index. Advanced Remote Sensing*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385954-9.00011-3>
- FAO. (2011). *Monitoring agricultural water use at country level: Experiences of a pilot project in Benin and Ethiopia*. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/014/ba0070b/ba0070b00.pdf>
- FAO. (2015). *Towards a water critical and food secure future: Critical perspectives for policy-makers*.
- Farahani, H. J., Oweis, T. Y., & Bruggeman, A. (2006). Management of modern irrigationsystems for high water productivity. *Proc. Int. Symp. on IrrigationModernization—Constraints and Solutions*, (October 2014).
- Feio, S. (2017). *Análise multitemporal de imagens do satélite Sentinel-2 como suporte à*

- Ferrant, S., Bustillo, V., Burel, E., Salmon-Monviola, J., Claverie, M., Jarosz, N., ... Gascoin, S. (2016). Extracting soilwater holding capacity parameters of a distributed agro-hydrological model from high resolution optical satellite observations series. *Remote Sensing*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/rs8020154>
- Fontaneli, R., Serena, R., & Santos, H. (1996). Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, 263–276.
- Food and Agriculture Organization. (2013). *The State of Food and Agriculture 2012*. Roma.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2014). *Building a common vision for sustainable food and agriculture: PRINCIPLES AND APPROACHES*.
- Fraiture, P. (2007). Why Is Agricultural Water Demand Irresponsive at Low Price Ranges ? *Irrigation Water Policies: Micro and Macro Considerations*.
- Freixial, R., & Barros, J. (2012). *Pastagens em Portugal*. Departamento de fitotecnia - Universidade de Évora.
- Galán-Martín, Á., Pozo, C., Guillén-Gosálbez, G., Antón Vallejo, A., & Jiménez Esteller, L. (2015). Multi-stage linear programming model for optimizing cropping plan decisions under the new Common Agricultural Policy. *Land Use Policy*, 48, 515–524. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.022>
- Galdeano-Gómez, E., Aznar-Sánchez, J. A., Pérez-Mesa, J. C., & Piedra-Muñoz, L. (2017). Exploring Synergies Among Agricultural Sustainability Dimensions: An Empirical Study on Farming System in Almería (Southeast Spain). *Ecological Economics*, 140, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.05.001>
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N., & Christy, A. (2015). Ndvi: Vegetation Change Detection Using Remote Sensing and Gis - A Case Study of Vellore District. *Procedia Computer Science*, 57, 1199–1210. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.07.415>
- García-Barrón, L., Morales, J., & Sousa, A. (2013). Characterisation of the intra-annual rainfall and its evolution (1837-2010) in the southwest of the Iberian Peninsula. *Theoretical and Applied Climatology*, 114(3–4), 445–457. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-0855-7>
- Garrido, A., & Ramón Llamas, M. (2012). Water management in Spain: An example of changing paradigms. *Policy and Strategic Behaviour in Water Resource Management*, (4), 125–144. <https://doi.org/10.4324/9781849772211>
- Giannakis, E., Bruggeman, A., Djuma, H., Kozyra, J., & Hammer, J. (2016). Water pricing and irrigation across Europe: Opportunities and constraints for adopting irrigation scheduling decision support systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(1), 245–252. <https://doi.org/10.2166/ws.2015.136>
- Ginster, C. Gouws, C.M. Gouws, H. Maki, R. Mathipa, S. Motloung, M. N. and J. T. (2010). Views on unlawful water abstractions along the Liebenbergsvlei River, South Africa. *The Journal*

- for *Transdisciplinary Research in Southern Africa*, 6(1), 1–24.
<https://doi.org/10.4102/td.v6i1.128>
- Giordano, M., Turrall, H., Scheierling, S., Tréguer, D., & McCornick, P. (2017). *Beyond “More Crop per Drop”: Evolving Thinking on Agricultural Water Productivity*.
- Gislason, P. O., Benediktsson, J. A., & Sveinsson, J. R. (2006). Random forests for land cover classification. *Pattern Recognition Letters*, 27(4), 294–300.
<https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.08.011>
- Gleick, P. H. (2002). Water Management: Soft Water Paths. *Nature*, 373.
<https://doi.org/10.1038/418373a>
- Global Water Intelligence. (2009). The truth behind Italy’s illegal abstraction. *Global Water Intelligence Magazine*, 10(5), 14–16.
- Gomez, C., & Blanco, C. (2012). Do drought management plans reduce drought risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin. *Ecological Economics*, 76, 42–48.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.008>
- Gómez, C., Blanco, C., Adamson, D., & Loch, A. (2017). Managing Water Scarcity at a River Basin Scale with Economic Instruments. *Water Economics and Policy*, 4(1), 1–31.
<https://doi.org/10.1142/S2382624X17500047>
- Green, S., Cawkwell, F., & Dwyer, E. (2018). A time-domain NDVI anomaly service for intensively managed grassland agriculture. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 11(July), 282–290. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.07.011>
- Gregorutti, B., Michel, B., & Saint-Pierre, P. (2017). Correlation and variable importance in random forests. *Statistics and Computing*, 27(3), 659–678. <https://doi.org/10.1007/s11222-016-9646-1>
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F., & Van De Bund, W. (2017). Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports*, 7(1), 1–11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-00324-3>
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., ... Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), 7348–7355.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1503751112>
- Hengsdijk, H., van der Krogt, W. N. M., Verhaeghe, R. J., & Bindraban, P. S. (2006). Consequences of supply and demand management options for integrated water resources management in the Jabotabek-Citarum region, Indonesia. *International Journal of River Basin Management*, 4(4), 283–290. <https://doi.org/10.1080/15715124.2006.9635297>
- Henrique, P. (2009). *Water Tariffs Methods for an Efficient Cost Recovery and for the Implementation of the Water Framework Directive in Portugal*.

- Hoehn, J. (2011). *Economic Principles for Water Conservation Tariffs and Incentives*, *Water Conservation. InTech*.
- Humphrey, B. B. (1980). Chlorophyll. *Food Chemistry*, 5, 57–67.
- Hunter Water Corporation. (2013). *Operating and maintenance cost estimating guideline*.
- Iacovides, I. (2011). Water Resources in Cyprus: Endowments and Water Management Practices. *N Cyprus, Global Issues in Water Policy*, 1, 11–22. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9825-2>
- Ihse, M. (1995). Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning*, 31(1–3), 21–37. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)01033-5](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)01033-5)
- IPMA. (2015). *Ficha Climática - Évora*.
- Jakeman, A. J., Barreteau, O., & Rinaudo, R. J. H. J. (2016). *Integrated Groundwater Management*. Springer International Publishing.
- Jerónimo, J., Henriques, P., & Carvalho, M. (2015). Impactes do preço da água na agricultura no perímetro irrigado do vale de Caxito. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 53(4), 1–22. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-9479005304008>
- Kang, S., Hao, X., Du, T., Tong, L., Su, X., Lu, H., ... Ding, R. (2017). Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: From research to practice. *Agricultural Water Management*, 179, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.007>
- Karimi, P., Bastiaanssen, W. G. M., Molden, D., & Cheema, M. J. M. (2012). Basin-wide water accounting using remote sensing data: the case of transboundary Indus Basin. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 9(11), 12921–12958. <https://doi.org/10.5194/hessd-9-12921-2012>
- Kasahara, A., Neves, H., Korting, T., & Fonseca, L. (2015). Combining Time Series Features and Data Mining to Detect Land Cover patterns : a Case Study in Northern Mato Grosso State , Brazil, (April 2016), 174–185. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3494.2807>
- Khan, Z., Linares, P., & García-González, J. (2016). Adaptation to climate-induced regional water constraints in the Spanish energy sector: An integrated assessment. *Energy Policy*, 97, 123–135. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.06.046>
- Kilimani, N., Heerden, J. van, & Bohlmann, H. (2015). Water taxation and the double dividend hypothesis. *Water Resources and Economics*, 10, 68–91. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2015.03.001>
- Kim, J. Y., Rastogi, G., Do, Y., Kim, D. K., Muduli, P. R., Samal, R. N., ... Joo, G. J. (2015). Trends in a satellite-derived vegetation index and environmental variables in a restored brackish lagoon. *Global Ecology and Conservation*, 4, 614–624.

<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.10.010>

- Kumari, M., Patel, N., & Khayruloevich, P. (2013). Estimation of crop water requirement in rice-wheat system from multi-temporal AWIFS satellite data. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, 4(1), 61–74.
- Kyratzis, A., Skarlatos, D., Fotopoulos, V., Vamvakousis, V., & Katsiotis, A. (2015). Investigating Correlation among NDVI Index Derived by Unmanned Aerial Vehicle Photography and Grain Yield under Late Drought Stress Conditions. *Procedia Environmental Sciences*, 29(Agri), 225–226. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.284>
- Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C., Delacámara, G., & Maziotis, A. (2015). *Use of Economic Instruments in Water Policy. Insights from International Experience*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27(2), 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- Lan, Y., Zhang, H., Lacey, R., Hoffman, W. C., & Wu, W. (2009). Development of an Integration Sensor and Instrumentation System for Measuring Crop Conditions. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*, XI, 1–16. Retrieved from <http://www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/view/1115>
- Lavrić, S., Zapater-Pereyra, M., & Mancini, M. L. (2017). Water Scarcity and Wastewater Reuse Standards in Southern Europe : Focus on Agriculture. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(7), 228,251. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3425-2>
- Levidow, L., Zaccaria, D., Maia, R., Vivas, E., Todorovic, M., & Scardigno, A. (2014). Improving water-efficient irrigation: Prospects and difficulties of innovative practices. *Agricultural Water Management*, 146, 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.07.012>
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kummu, M., Flörke, M., Hanasaki, N., ... Zheng, C. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future Earth's Future. *Earth's Future*, 5(6), 545–559. <https://doi.org/10.1002/ef2.200>
- Lockwood, S., Sarteel, M., Mudgal, S., Osann, A., & Calera, A. (2014). *Applying Earth observation to support the detection of non-authorised water abstractions*.
- Lopresti, M. F., Di Bella, C. M., & Degioanni, A. J. (2015). Relationship between MODIS-NDVI data and wheat yield: A case study in Northern Buenos Aires province, Argentina. *Information Processing in Agriculture*, 2(2), 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.06.001>
- Magjar, M., Suhadolnik, P., Šantl, S., Vrhovec, Š., Klemenčič, A., & Nataša, S.-Ž. (2016). *Vipava River Basin Adaptation Plan*.
- Martin, C., & Gómez, C. (2011). Assessing irrigation efficiency improvements by using a

- preference revelation model. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 1009. <https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-514-10>
- Martins, J. (2013). Os custos da água e a sua recuperação através das tarifas. *VIII Congresso Ibérico Sobre Planeamento e Gestão Da Água*, 153–161.
- Maus, V., Cartaxo, R., Sanchez, A., Ramos, F. M., & Queiroz, R. De. (2016). A Time-Weighted Dynamic Time Warping method for land use and land cover mapping, *XX(X)*, 1–12.
- Meinzen-Dick, R., & Bakker, M. (2000). Water rights and multiple water uses: Framework and application to Kirindi Oya irrigation system Sri Lanka. *Irrigation and Drainage Systems*, 15(59), 129–148.
- Meroni, M., Atzberger, C., & Léo, O. (2013). *Monitoring agriculture and agri-environmental conditions with Earth Observation Guest Editors: Katarzyna Dabrowska–Zielinska, Michele Meroni, Clement Atzberger, Olivier Léo*.
- Meyer-Aurich, A., Gandorfer, M., Trost, B., Ellmer, F., & Baumecker, M. (2016). Risk efficiency of irrigation to cereals in northeast Germany with respect to nitrogen fertilizer. *Agricultural Systems*, 149, 132–138. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.006>
- Millard, K., & Richardson, M. (2015). On the importance of training data sample selection in Random Forest image classification: A case study in peatland ecosystem mapping. *Remote Sensing*, 7(7), 8489–8515. <https://doi.org/10.3390/rs70708489>
- Molden, D. (1997). Accounting for Water Use and Productivity. *Swim*, (February 2014), 26. <https://doi.org/10.1080/07900629948934>
- Molden, D., Oweis, T., Steduto, P., Bindraban, P., Hanjra, M., & Kijne, J. (2010). Improving agricultural water productivity: Between optimism and caution. *Agricultural Water Management*, 97(4), 528–535. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.023>
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P., Jensen, J. R., Murray-Rust, H., Paranjpye, V., ... van der Zaag, P. (2007). *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. Water Management*. <https://doi.org/10.1007/s10795-008-9044-8>
- Mondal, S., Jeganathan, C., Sinha, N. K., Rajan, H., Roy, T., & Kumar, P. (2014). Extracting seasonal cropping patterns using multi-temporal vegetation indices from IRS LISS-III data in Muzaffarpur District of Bihar, India. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 17(2), 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2014.09.002>
- Navarro, G., Huertas, I. E., Costas, E., Flecha, S., Díez-Minguito, M., Caballero, I., ... Ruiz, J. (2012). Use of a real-time remote monitoring network (RTRM) to characterize the Guadalquivir estuary (Spain). *Sensors*, 12(2), 1398–1421. <https://doi.org/10.3390/s120201398>
- Neumann, K., Verburg, P. H., Stehfest, E., & Müller, C. (2010). The yield gap of global grain

- production: A spatial analysis. *Agricultural Systems*, 103(5), 316–326.
<https://doi.org/10.1016/j.agry.2010.02.004>
- Nitze, I., Barrett, B., & Cawkwell, F. (2015). Temporal optimisation of image acquisition for land cover classification with random forest and MODIS time-series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34(1), 136–146.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.08.001>
- Nogueira, S., Sechidis, K., & Brown, G. (2018). On the Stability of Feature Selection Algorithms. *Journal of Machine Learning Research*, 18, 1–54. Retrieved from
<http://jmlr.org/papers/volume18/17-514/17-514.pdf>
- OECD. (2010). *Agricultural water pricing: EU and Mexico*. <https://doi.org/10.1787/787000520088>
- OECD. (2015a). OECD Principles on Water Governance. *OECD Principles on Water Governance*, (June), 24. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- OECD. (2015b). *Water Resources Allocation: Sharing risks and opportunities*.
- OECD. (2018). “Agricultural land” (indicator). <https://doi.org/10.1787/9d1ffd68-en>
- Ok, A. O., Akar, O., & Gungor, O. (2012). Evaluation of random forest method for agricultural crop classification. *European Journal of Remote Sensing*, 45(1), 421–432.
<https://doi.org/10.5721/EuJRS20124535>
- Olmstead, S. M., & Stavins, R. N. (2007). Managing Water Demand : Price vs . Non-Price Conservation Programs. *A Pioneer Institute White Paper*, (39), 1–42. Retrieved from
http://www.hks.harvard.edu/fs/rstavins/Monographs_&_Reports/Pioneer_Olmstead_Stavins_Water.pdf
- Ong, C., & Swallow, B. (2003). Water Productivity in Forestry and Agroforestry. *Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement*, 217–228.
- Ouvrard, E. (2014). *Applying earth observation services to detect non-authorised water abstractions in the EU*. Royal Institute of Technology (KTH).
- Ozdogan, M., Yang, Y., Allez, G., & Cervantes, C. (2010). Remote sensing of irrigated agriculture: Opportunities and challenges. *Remote Sensing*, 2(9), 2274–2304.
<https://doi.org/10.3390/rs2092274>
- Pal, M. (2005). Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*, 26(1), 217–222. <https://doi.org/10.1080/01431160412331269698>
- Pato, J. (2013). Políticas públicas da água em Portugal : do paradigma hidráulico à modernidade tardia, 206, 56–79.
- Pedro-Monzonís, M., Ferrer, J., Solera, A., Estrela, T., & Paredes-Arquiola, J. (2014). Water accounts and water stress indexes in the European context of water planning: The Jucar River Basin. *Procedia Engineering*, 89, 1470–1477.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.431>

- Pigram, J. (1999). Economic Instruments In The Management Of Australia's Water Resources: A Critical View. *International Journal of Water Resources Development*, 15, 493–509.
- Pinar, M., Cruciani, C., Giove, S., & Sostero, M. (2014). Constructing the FEEM sustainability index: A Choquet integral application. *Ecological Indicators*, 39, 189–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.12.012>
- Policy Research Initiative. (2005). *Economic Instruments for Water Demand Management in an Integrated Water Resources. Synthesis Report PRI Project: Sustainable Development*.
- Psomas, A., Dagalaki, V., Panagopoulos, Y., Konsta, D., & Mimikou, M. (2016). Sustainable Agricultural Water Management in Pinios River Basin Using Remote Sensing and Hydrologic Modeling. *Procedia Engineering*, 162, 277–283. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.059>
- Qu, S., Liang, S., Konar, M., Zhu, Z., Chiu, A. S. F., Jia, X., & Xu, M. (2018). Virtual Water Scarcity Risk to the Global Trade System. *Environmental Science and Technology*, 52(2), 673–683. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04309>
- Ramos-Merchante, A., & Prenda, J. (2018). The Ecological and Conservation Status of The Guadalquivir River Basin (s Spain) Through The Application Of A Fish-based Multimetric Index. *Ecological Indicators*, 84(May 2017), 45–59. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.034>
- Reis, N. (2016). Coyotes , Concessions and Construction Companies : Illegal Water Markets and Legally Constructed Water Scarcity in Central Mexico. *Water Alternatives*, 7(3), 542–560.
- Rey, D., Pérez-blanco, C. D., Escrivá-bou, A., Girard, C., Veldkamp, T. I. E., Rey, D., ... Escrivá-bou, A. (2018). Role of economic instruments in water allocation reform : lessons from Europe. *International Journal of Water Resources Development*, 0627, 1–34. <https://doi.org/10.1080/07900627.2017.1422702>
- Rodrigues, P. (2017). *modo de produção biológico Pedro Manuel Catarino Silva de Frias Rodrigues Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Agrónoma*.
- Rodriguez-Galiano, V. F., Chica-Olmo, M., Abarca-Hernandez, F., Atkinson, P. M., & Jeganathan, C. (2012). Random Forest classification of Mediterranean land cover using multi-seasonal imagery and multi-seasonal texture. *Remote Sensing of Environment*, 121, 93–107. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.12.003>
- Rubio, E., Colin, J., D'Urso, G., Trezza, R., Allen, R., Calera, A., ... Vuolo, F. (2006). Golden day comparison of methods to retrieve et (Kc-NDVI, Kc-analytical, MSSEBS, METRIC). *AIP Conference Proceedings*, 852(August), 193–200. <https://doi.org/10.1063/1.2349344>
- Sahin, O., Bertone, E., & Beal, C. D. (2017). A systems approach for assessing water conservation potential through demand-based water tariffs. *Journal of Cleaner Production*, 148, 773–784. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.051>

- Salmoral, G., Willaarts, B. A., Garrido, A., & Guse, B. (2017). Fostering integrated land and water management approaches: Evaluating the water footprint of a Mediterranean basin under different agricultural land use scenarios. *Land Use Policy*, 61, 24–39. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.027>
- Schmidt, L., & Ferreria, J. (2013). *A governança da água no contexto de aplicação da Directiva Quadro da Água*.
- Serra, T., Zilberman, D., Goodwin, B. K., & Featherstone, A. M. (2005). Decoupling farm policies: how does this affect production? *Selected Paper Prepared for Presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting*, 88(7), 2462–2475. Retrieved from <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/19194/1/sp05se01.pdf>
- Shokr, M. (2011). Potential directions for applications of satellite earth observations data in Egypt. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 14(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2011.05.002>
- Silva, G., Resende, F., Souza, R., Silva, A., & Silva, A. (2010). Validação de um sistema de cultivo orgânico de tomate sobre coberturas vivas de solo. *Horticultura Brasileira*, 2, 2918–2923.
- Singh, R. (2005). *Water productivity analysis from field to regional scale*.
- Skoulikidis, N. T., Vardakas, L., Karaouzas, I., Economou, A. N., Dimitriou, E., & Zogaris, S. (2011). Assessing water stress in Mediterranean lotic systems: Insights from an artificially intermittent river in Greece. *Aquatic Sciences*, 73(4), 581–597. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0228-1>
- Stefano, L. De, & Lopez-gunn, E. (2012). Unauthorized groundwater use : institutional , social and ethical considerations. *Water Policy*, 14, 147–160. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.101>
- Su, Z., Fernández-Prieto, D., Timmermans, J., Chen, X., Hungershofer, K., Roebeling, R., ... Wolters, E. (2014). First results of the earth observation water cycle multi-mission observation strategy (WACMOS). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26(1), 270–285. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.08.002>
- The Danish Ecological Council. (2014). Successful environmental taxes in Denmark. Retrieved from www.ecocouncil.dk
- The World Bank Group. (2018). *Cereal production (metric tons)*.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *The Nature Journal*, 418(August), 671–677.
- Times of Malta. (2008). Bid to crack down on borehole drilling.
- Tintrup, G., Jalke, T., Streib, L., Keck, N., Nieland, S., Moran, N., ... Trapp, M. (2015). New methods in acquisition, update and dissemination of nature conservation geodata- Implementation of an integrated framework. *International Archives of the Photogrammetry*,

- Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 40(7W3), 707–712.
<https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-707-2015>
- Tipewa, N. (2017). *Produtividade de colza, girassol e soja em situações culturais diversas: variedades; datas de sementeira; e adubação azotada*. Instituto Politécnico de Bragança.
- Toorminaee, V., Allahyari, M. S., Damalas, C. A., & Aminpanah, H. (2017). Double cropping in paddy fields of northern Iran: Current trends and determinants of adoption. *Land Use Policy*, 62, 59–67. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.12.013>
- Tuong, P., Bouman, B. A. M., & Mortimer, M. (2005). More Rice, Less Water—Integrated Approaches for Increasing Water Productivity in Irrigated Rice-Based Systems in Asia. *Plant Production Science*, 8(3), 231–241. <https://doi.org/10.1626/pps.8.231>
- Turrall, H., Burke, J., Faures, J. M., & Faures, J. M. (2011). Climate change, water and food security. *Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.*, 204. <https://doi.org/ISSN 1020-1203>
- United Nations. (2010). 64/292. The human right to water and sanitation. *General Assembly*, 64(292), 3. Retrieved from <http://www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/RES/64/292&lang=E>
- United Nations Environmental Program. (2011). *Towards a Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*. Retrieved from www.unep.org/greeneconomy
- Valverde, P., de Carvalho, M., Serralheiro, R., Maia, R., Ramos, V., & Oliveira, B. (2015). Climate change impacts on rainfed agriculture in the Guadiana river basin (Portugal). *Agricultural Water Management*, 150, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.11.008>
- van Andel, S. J., Stavrinou, E., van der Zwan, R. E., & Alexandridis, T. K. (2015). Earth Observation and DSS Technical Support Tools for Operational Water Management: User's Feedback on MyWater Project. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4, 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.027>
- Vanino, S., Nino, P., De Michele, C., Bolognesi, S. F., & Pulighe, G. (2015). Earth Observation for Improving Irrigation Water Management: A Case-study from Apulia Region in Italy. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.012>
- Viña, A., Gitelson, A. A., Nguy-Robertson, A. L., & Peng, Y. (2011). Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3468–3478. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.08.010>
- Vuolo, F., D'Urso, G., De Michele, C., Bianchi, B., & Cutting, M. (2015). Satellite-based irrigation advisory services: A common tool for different experiences from Europe to Australia. *Agricultural Water Management*, 147, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.08.004>
- Wiering, M., Kaufmann, M., Mees, H., Schellenberger, T., Ganzevoort, W., Hegger, D. L. T., ...

- Matczak, P. (2017). Varieties of flood risk governance in Europe: How do countries respond to driving forces and what explains institutional change? *Global Environmental Change*, 44(December 2015), 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.02.006>
- World Economic Forum. (2018). *The global risks report 2018, 13th edition*. <https://doi.org/978-1-944835-15-6>
- Wutich, A., White, D., Larson, K. L., & Brewis, A. (2014). Hard paths , soft paths or no paths ? Cross-cultural perceptions of water. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 7809–7835. <https://doi.org/10.5194/hessd-10-7809-2013>
- WWF. (2006a). *Drought in the Mediterranean: Policy Proposals. A WWF Report*. Retrieved from http://assets.panda.org/downloads/wwf_drought_med_report_2006.pdf
- WWF. (2006b). *Illegal water use in Spain*.
- Xystrakis, F., Psarras, T., & Koutsias, N. (2017). A process-based land use/land cover change assessment on a mountainous area of Greece during 1945–2009: Signs of socio-economic drivers. *Science of the Total Environment*, 587–588, 360–370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.161>
- Yang, Y., Zhu, J., Zhao, C., Liu, S., & Tong, X. (2011). The spatial continuity study of NDVI based on Kriging and BPNN algorithm. *Mathematical and Computer Modelling*, 54(3–4), 1138–1144. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2010.11.046>
- Young, R., & Loomis, J. (2006). Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(3), 759–810.
- Zal, N., Bariamis, G., Zachos, A., Baltas, E., Panagos, D., Konstantinou, I., & Mimikou, M. (2016). *Use of Freshwater Resources in Europe 2002 – 2012*.
- Zhao, T., Stark, B., Chen, Y. Q., Ray, A., & Doll, D. (2016). More Reliable Crop Water Stress Quantification Using Small Unmanned Aerial Systems (sUAS). *IFAC-PapersOnLine*, 49(16), 409–414. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2016.10.075>
- Zoebl, D. (2006). Is water productivity a useful concept in agricultural water management? *Agricultural Water Management*, 84(3), 265–273. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.03.002>

2Anexos

Anexo I - Email de confirmação de acesso ao *RUS Service* (acesso remoto a computador da ESA e a dados de validação referentes ao Sul de Espanha).



noreply@rus-copernicus.eu

qui 14-06, 17:28

Você ✉

Please find below updated information about your request.

Issue #2125 has been updated by Carine Q. (Helpdesk & S2 Support).

Description updated

Due date set to 14 Sep 2018

Status changed from Accepted to Open

Assignee changed from Carine Q. (Helpdesk & S2 Support) to S2_Support_Manager

Start date set to 14 Jun 2018

The RUS Helpdesk is pleased to inform you that your RUS service is now open.
You have been granted a Level-A service, for a duration of 3 months.

Please read carefully the following information about all the facilities you can access in the frame of your RUS service.

1. Your RUS Dashboard

Your RUS dashboard (<https://rus-copernicus.eu/portal/private/>) enables you to manage your project, such as:

- Access, monitor, freeze/unfreeze your RUS Virtual Machine
- Get support during the lifetime of your project

More information about your dashboard functionalities is available in <https://rus-copernicus.eu/portal/the-rus-library/getting-started/>.

2. Your RUS Virtual Machine

Your RUS 64-bit Ubuntu Virtual Machine (VM) is accessible from your dashboard.
Find below your VM's credentials and characteristics:

- Login: [REDACTED]
- Password: [REDACTED]
- Number of nodes: 1 (size of each node: 4 CPUs, 16 GB RAM)
- System disk (/home/rus folder): 100 GB
- Data repository (/shared folder) : 100 GB

Enjoy RUS!

Best regards,
The RUS Helpdesk

Anexo II – Execução do NDVI através do software SNAP

Para que se possa aplicar o referido índice utilizando o software *SNAP* a lista de parâmetros de processamento necessária encontra-se referida na Tabela 24.

Tabela 25 | Parâmetros de processamento necessários para a execução do NDVI no SNAP.

Parâmetro	Descrição
Input	Lista de produtos (aquisições) do <i>Sentinel-2A</i>
Resample	Algoritmo associado ao cálculo deste índice utiliza várias bandas que se devem encontrar com a mesma resolução espacial
Subset	Definição de área de estudo através da criação de um subconjunto de píxeis da “imagem” inicial
Band Maths	Permite a realização de operações matemáticas entre bandas espectrais, neste caso B8 e B4.
Output Directory	Diretoria onde se pretende guardar o ficheiro

Passos de execução no SNAP:

- Abrir o **SNAP**
- Selecionar **Raster > Geometric Operations > Resampling**
- Selecionar os parâmetros como desejado e de seguida pressionar **Run**
- O novo produto será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**
- Com o novo produto, repetir o processo para **Raster > Subset**
- De seguida, novamente com o novo produto, seleccionar **Raster > Band Maths**
- Na janela **band maths expression** colocar a expressão $((B8-B4)/(B4+B8))$, seleccionar os restantes parâmetros como desejado e de seguida pressionar **OK**
- O produto final será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**

Anexo III – Execução do RF através do software SNAP

Para que se possa aplicar o referido algoritmo matemático utilizando o software *SNAP* a lista de parâmetros de processamento necessária encontra-se referida na Tabela 24.

Tabela 26 | Parâmetros de processamento necessários para a execução do RF no SNAP.

Parâmetro	Descrição
Input	Lista de produtos (aquisições) do <i>Sentinel-2A</i>
Resample	Este algoritmo matemático utiliza várias bandas que se devem encontrar com a mesma resolução espacial
Reprojection	Permite alterar o Sistemas de Referência das Coordenadas
Subset	Definição do local onde se localiza a área de estudo através da criação de um subconjunto de píxeis da “imagem” inicial
Land/Sea Mask	Permite utilizar um vetor na delimitação da imagem (neste caso foi utilizado o <i>shapefile</i> pré-definido da área de estudo)
Random Forest Classifier	Permite aplicar o algoritmo ao conjunto de dados selecionado
Output Directory	Diretoria onde se pretende guardar o ficheiro

Passos de execução no SNAP:

- Abrir o **SNAP**
- Selecionar **Raster > Geometric Operations > Resampling**
- Selecionar os parâmetros como desejado e de seguida pressionar **Run**
- O novo produto será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**
- Com o novo produto, repetir o processo para **Raster > Subset**
- Adicionar ao novo produto os *shapefiles* com as culturas pré-existent (*training data*).
- De seguida, selecionar **Raster > Geometric Operations > Reprojection**
- Na janela **Coordinate Reference System (CRS) > Projection** selecionar UTM / WGS 84 e pressionar **Run**.
- O novo produto será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**
- Com o novo produto, selecionar **Raster > Mask > Land/Sea Mask**
- Na janela **Processing Parameters > Use vector as Mask**, selecionar a área de estudo e pressionar **Run**
- O novo produto será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**

- Com o novo produto, selecionar **Raster > Classification > Supervised Classification > Random Forest Classifier**
- De seguida, na janela **ProductSet-Reader > Add**, selecionar todos os dados que se pretende utilizar nesta classificação.
- Na janela **Random-Forest-Classifer** selecionar os parâmetros desejados (número de árvores, vetores de base, conjunto de bandas a analisar) e de seguida pressionar **RUN**
- O produto final será guardado na diretoria pré-definida e poderá também ser encontrado no **Product Explorer** do **SNAP**, sendo que no final da classificação é exibido na janela do classificador o tempo total de processamento (Figura 39).

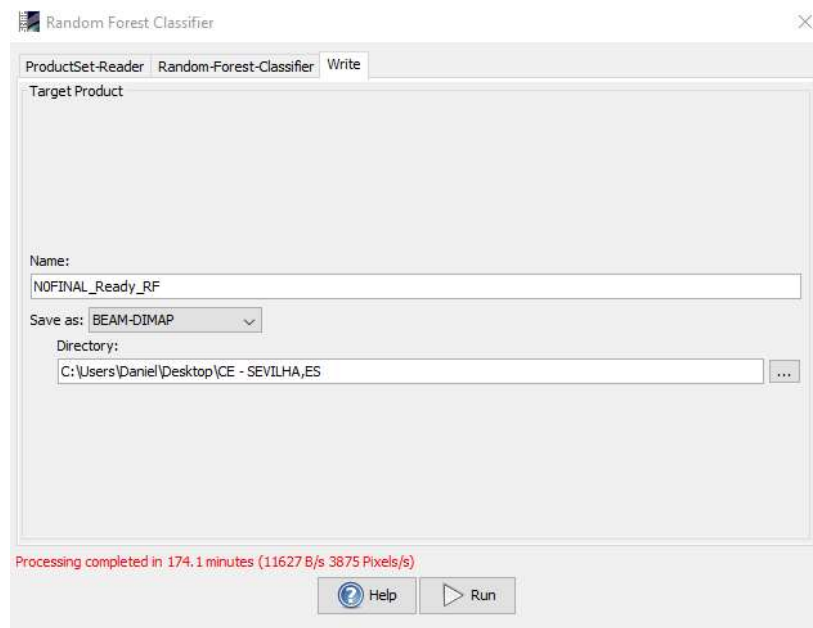
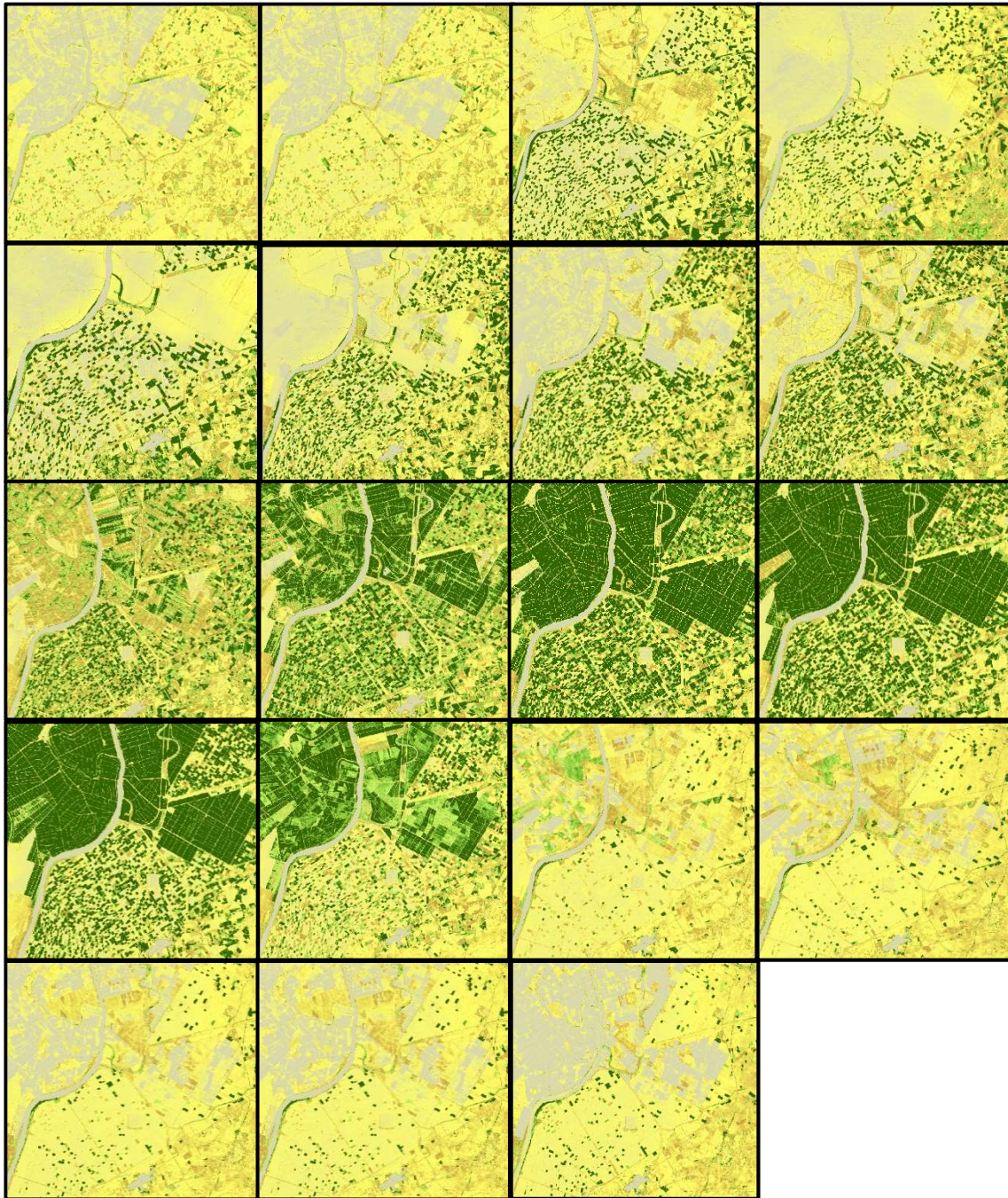

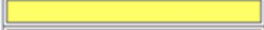






Figura 39 | Janela do algoritmo RF no software SNAP e tempo de processamento do caso de estudo 2.

Anexo IV – Evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo (caso de estudo 2: Sevilha) entre janeiro e dezembro de 2017.



LEGENDA:

Cor	Valor NDVI
	<0,11
]0,11;0,28]
]0,28;0,45]
]0,45;0,57]
]0,57;0,68]
	>0,68

Apoio visualização (dia/mês):

02/01	12/01	12/04	22/04
02/05	22/05	01/06	11/06
21/06	07/07	21/07	31/07
20/08	19/09	29/09	09/10
29/10	08/11	08/12	

Figura 40 - Evolução temporal dos valores de NDVI sobre a área de estudo entre janeiro e dezembro de 2017.

Anexo V – Localização dos polígonos (parcelas agrícolas) constituintes da Informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF (caso de estudo 2: Sevilha)

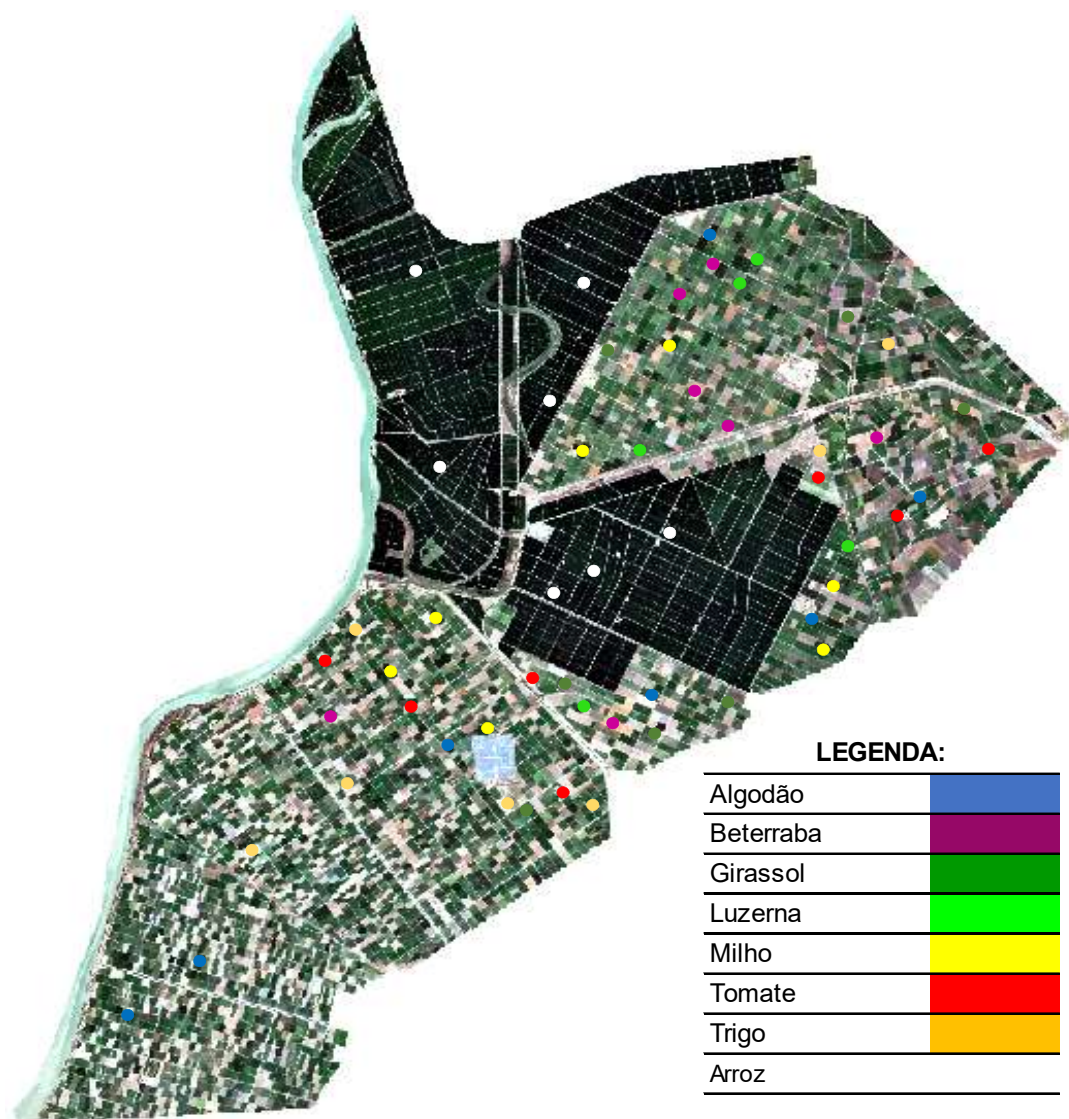


Figura 41 | Localização dos polígonos (parcelas agrícolas) constituintes da Informação de base.

**Anexo VI – Média da variação temporal de NDVI das diferentes culturas e
respetivo desvio padrão (assinaturas espectrais), Caso de estudo 2: Sevilha³⁰**

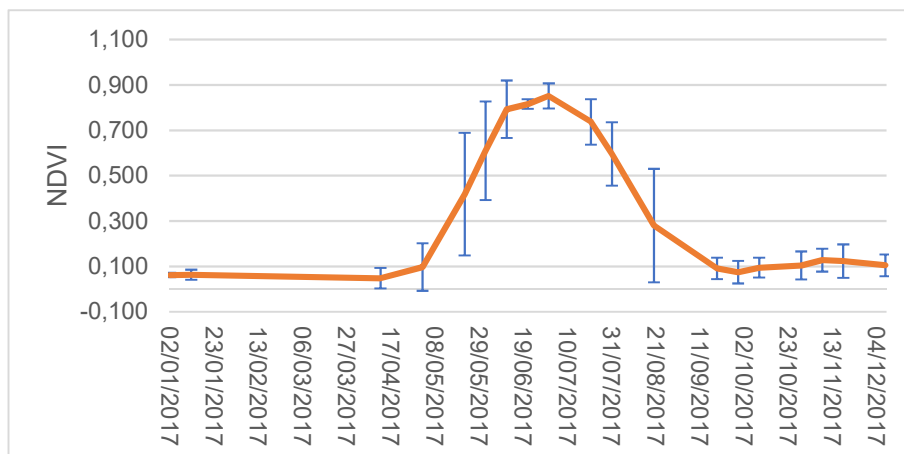


Figura 42 - Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de tomate e respetivo desvio padrão.

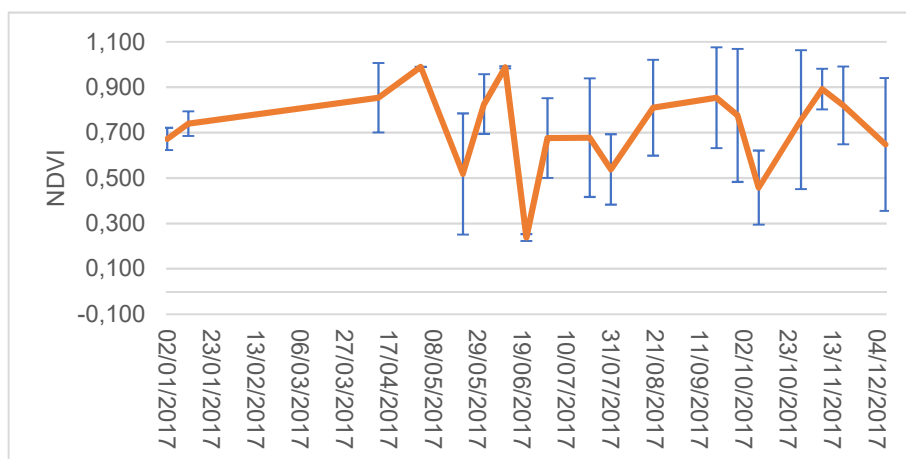


Figura 43 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de luzerna e respetivo desvio padrão.

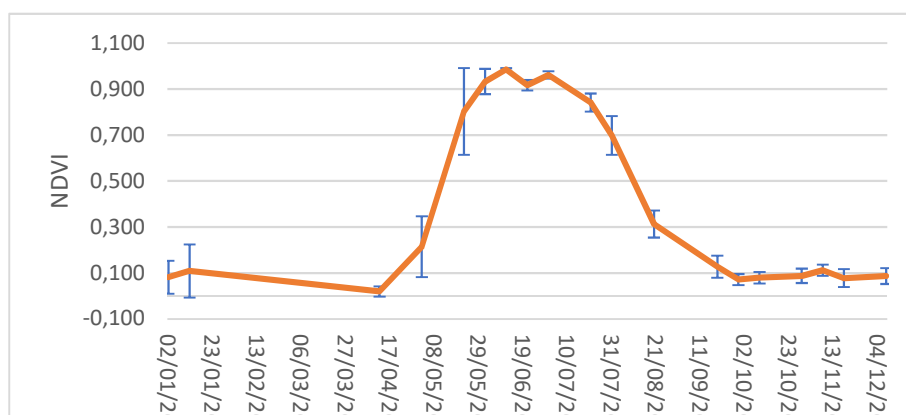


Figura 44 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de milho e respetivo desvio padrão.

³⁰ Figuras elaboradas através dos dados de base referenciados no Anexo V

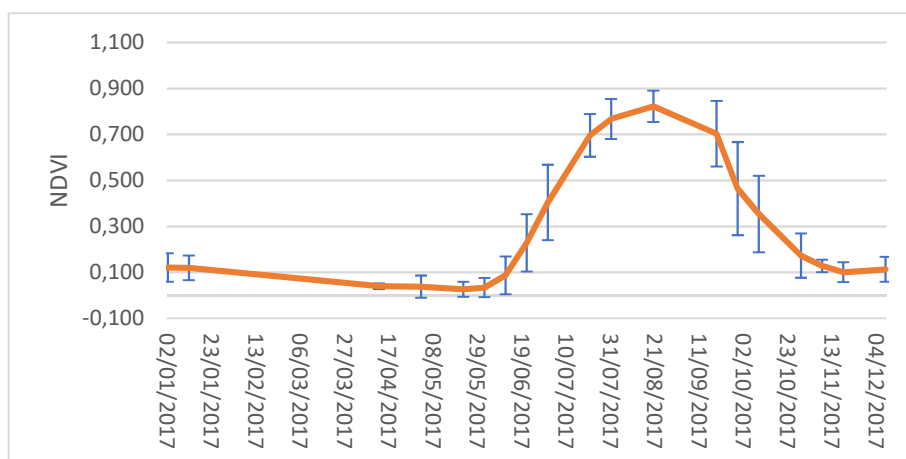


Figura 45 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de algodão e respectivo desvio padrão.

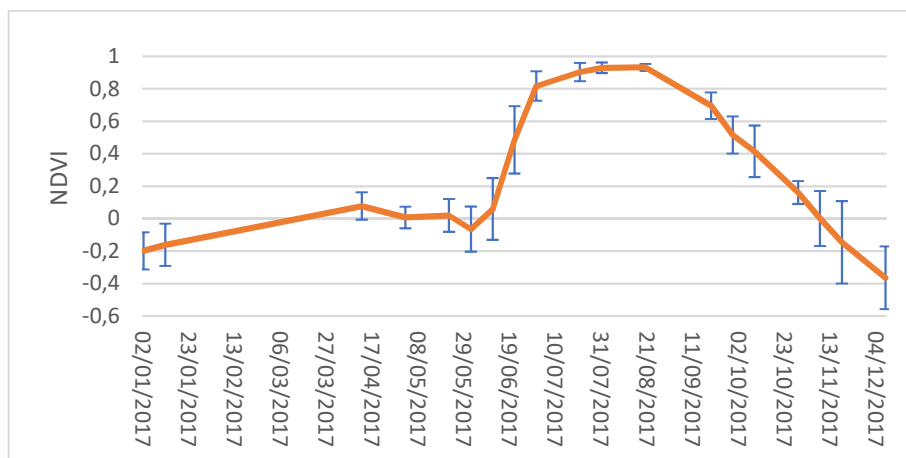


Figura 46 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de arroz e respectivo desvio padrão.

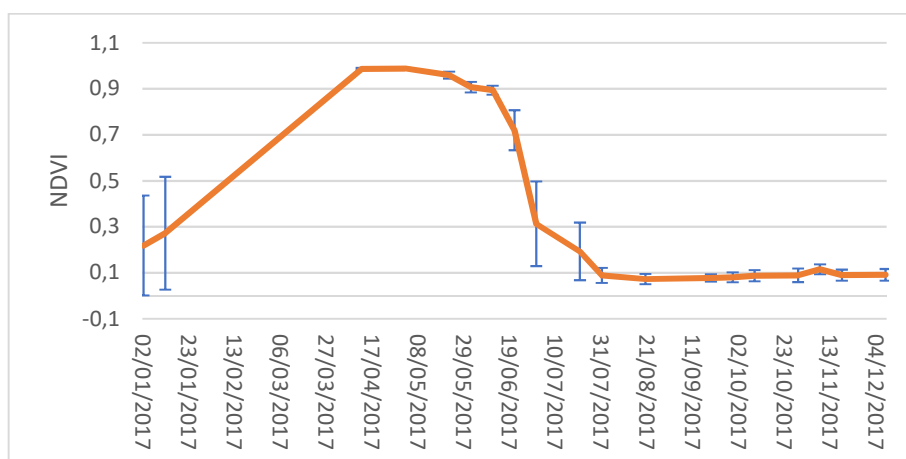


Figura 47 - Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de beterraba sacarina e respectivo desvio padrão.

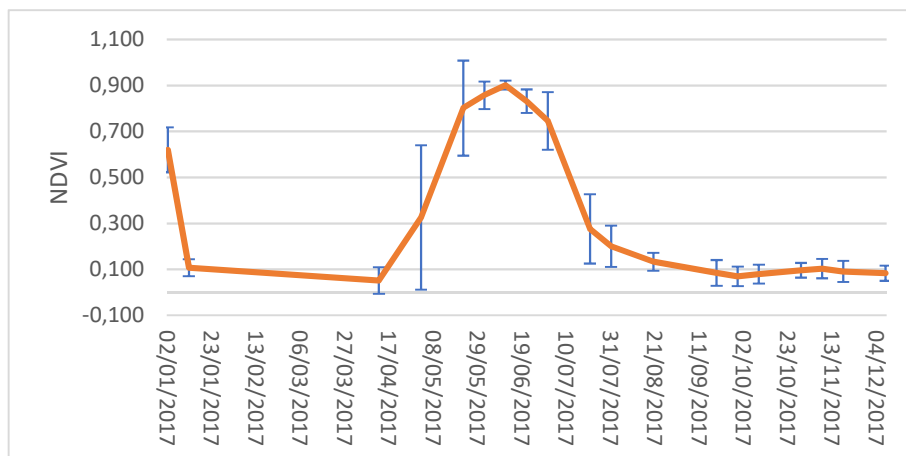


Figura 48 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de girassol e respetivo desvio padrão.

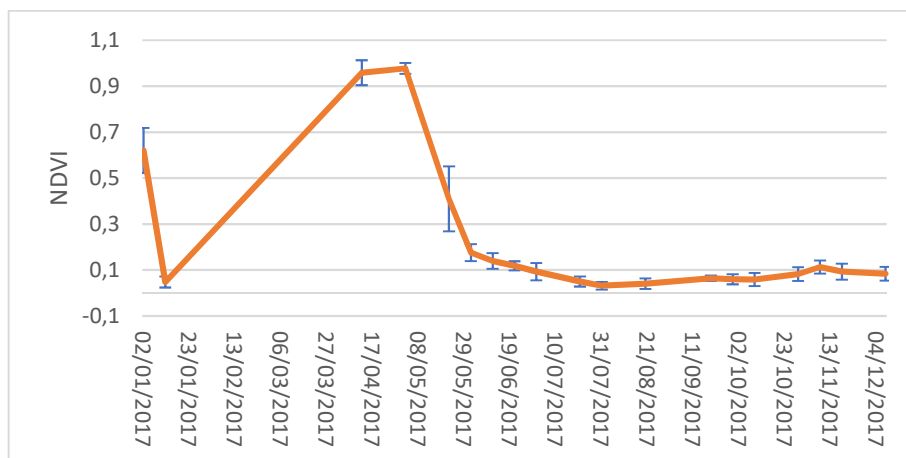


Figura 49 | Média da variação temporal do valor do índice de NDVI da cultura de trigo e respetivo desvio padrão.

Anexo VII –Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas utilizadas na validação do Caso de estudo 2: Sevilha³¹

Luzerna (parcelas constituintes da informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF)

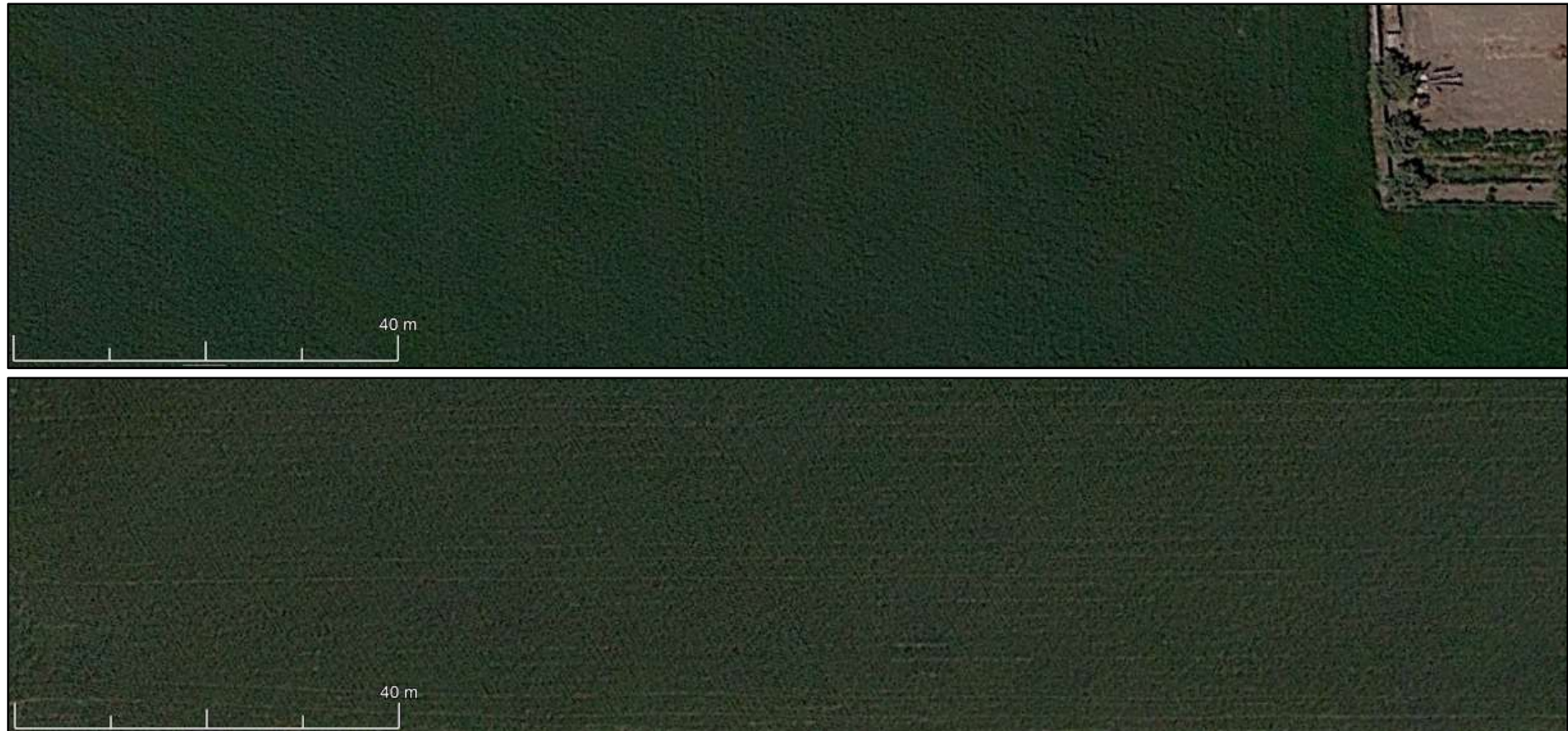


Figura 50 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de luzerna constituintes da informação de base.

³¹ Fonte Ortofotomapa: *DigitalGlobe Quickbird (Google Earth Pro)* – Ortofotomapa digital de 26 de julho de 2017. Resolução espacial: 0,65 m.

Tomate (parcelas constituintes da informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF)



Figura 51 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de tomate constituintes da informação de base.

Parcelas suspeitas de tomate 1 e 2

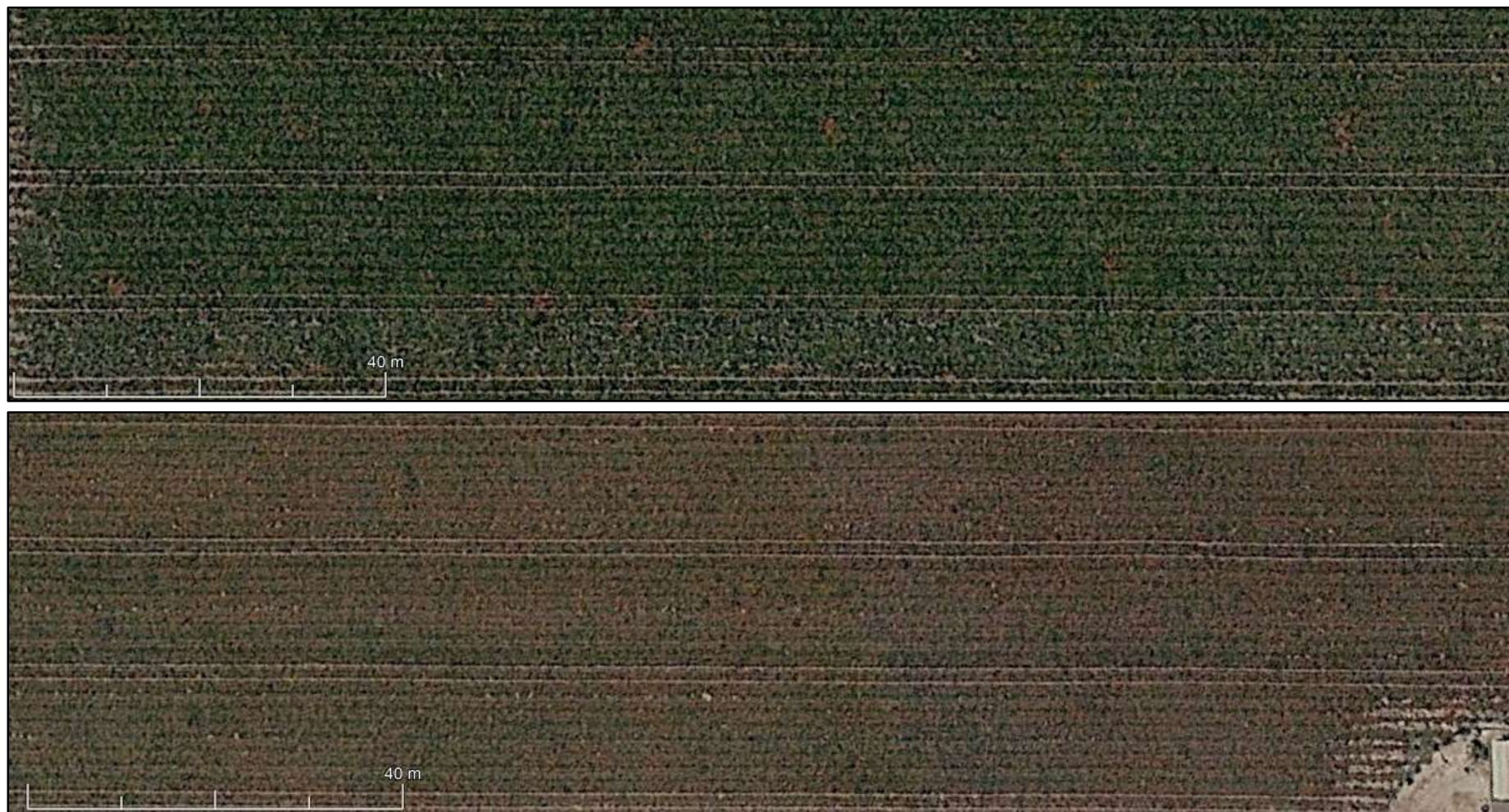


Figura 52 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de luzerna 1 e 2.

Parcelas suspeitas de tomate 3 e 4



Figura 53 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de luzerna 3 e 4.

Girassol (parcelas constituintes da informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF)



Figura 54 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de girassol constituintes da informação de base.

Beterraba³² (parcelas constituintes da informação de base utilizada na parametrização do algoritmo RF)



Figura 55 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) de duas das parcelas agrícolas de beterraba constituintes da informação de base.

³²À data do ortofotomapa de 2017 (26 de julho) a colheita de beterraba sacarina já tinha sido efetuada.

Parcela Suspeita 1 e 2

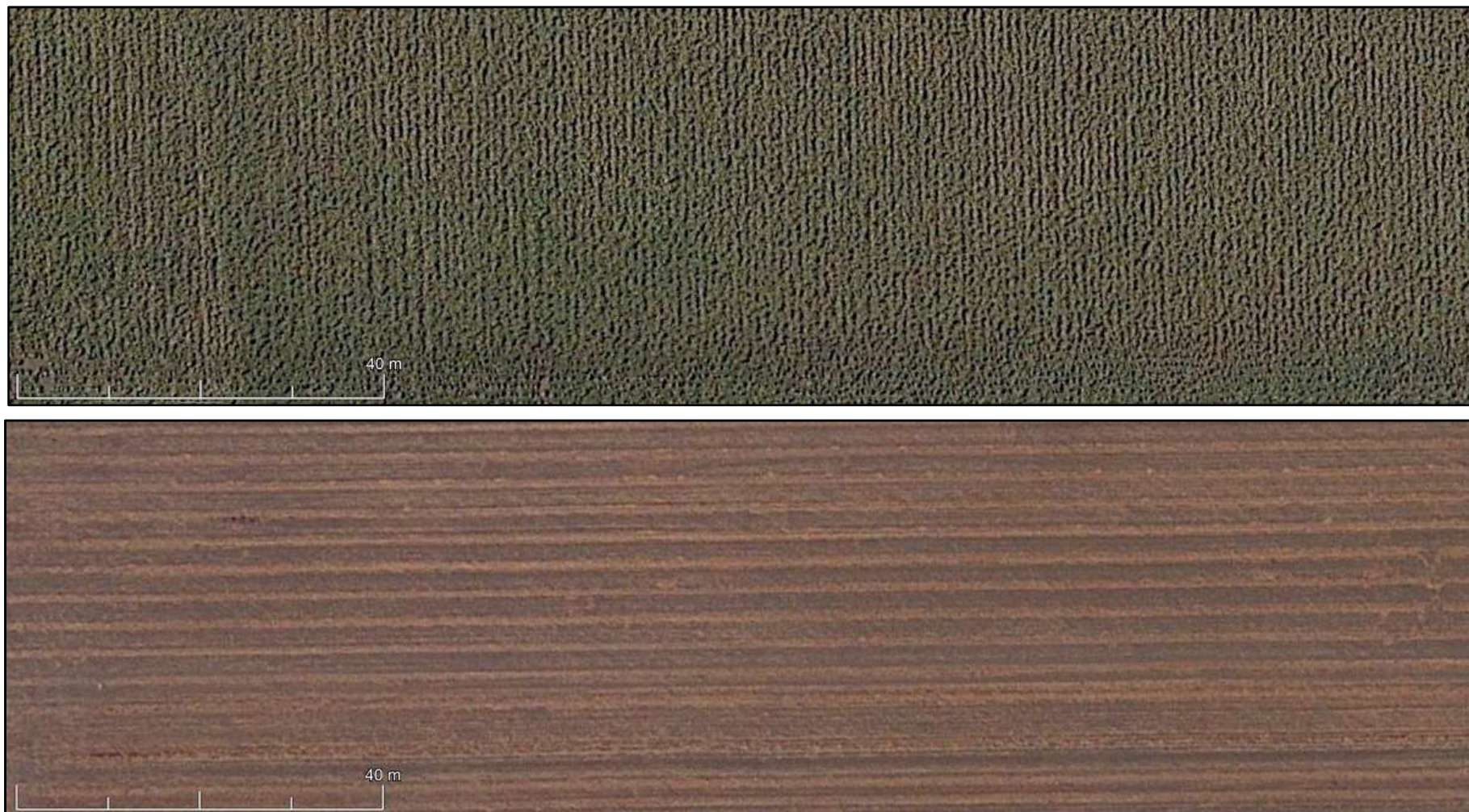


Figura 56 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de beterraba sacarina 1 e 2.

Parcela Suspeita 3 e 4

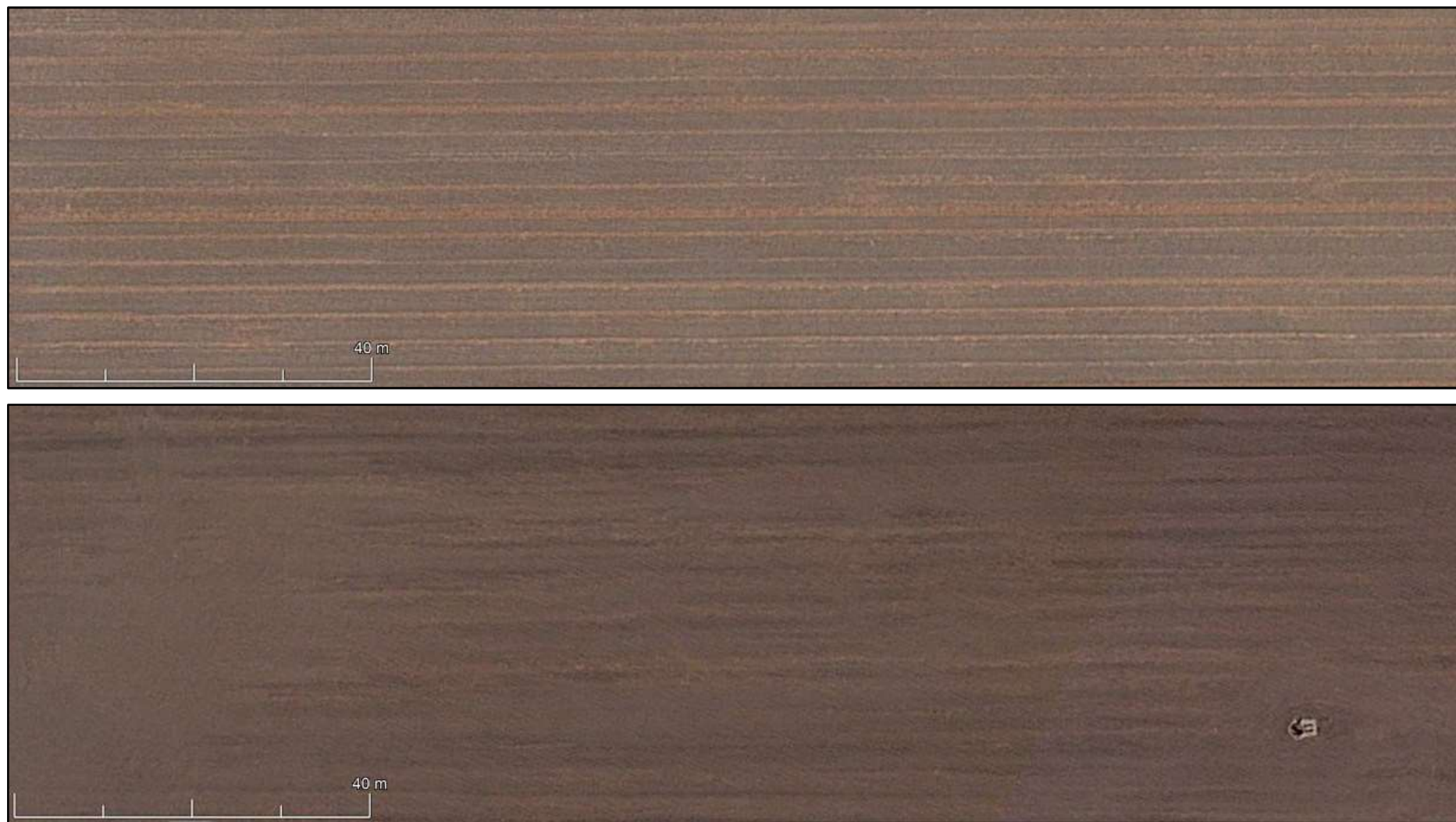


Figura 57 | Representação visual (ortofotomapa de julho de 2017) das parcelas agrícolas suspeitas de beterraba sacarina 1 e 2.

